

2218

NINA Rapport

# Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune i 2021

Morten André Bergan



# NINAs publikasjoner

## **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

## **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

## **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

## **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Bunndyrovervåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune i 2021

Morten André Bergan

Bergan, M. A. 2022. Bunnndyrovåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune i 2021. NINA Rapport 2218. NINA Rapport 2218. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, desember 2022

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5013-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Marius Berg

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Anne Kristin Jørnli

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Trondheim kommune

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

-

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Terje H. Nøst

FORSIDEBILDE

Osbekken i Klæbu er sterkt forurenset og partikkelpåvirket. Foto fra mai 2021 i nedre del av bekken før samløp med Nidelva.

Foto: © Morten André Bergan

NØKKELOD

- Trøndelag
- Bekker
- Miljøovervåking
- Bunnndyr
- Forurensning
- Økologisk tilstand
- Vannforskriften

KEY WORDS

- Norway
- Streams
- Environmental monitoring
- Macroinvertebrates
- Pollution
- Ecological status
- Water Framework Directive

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**

Thormøhlensgate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Bergan, M.A. 2022. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune i 2021. NINA Rapport 2218. Norsk institutt for naturforskning.

På oppdrag fra Trondheim kommune har NINA foretatt undersøkelser av bunndyrsamfunnet i bekker og mindre elver i kommunen. I 2021 er også flere vassdrag tilhørende det som tidligere var Klæbu kommune inkludert i overvåkingen.

46 bunndyrprøver er innsamlet i løpet av oktober og november i 2021, fra stasjoner i små vassdrag av typen bekker eller mindre elver i kommunen. Hensikten var å vurdere vannforekomstenes vann- og miljøkvalitet, klassifisere økologisk tilstand med bunndyr som kvalitetselement og vurdere utvikling i miljøtilstand over tid. Økologisk tilstand er klassifisert ved bruk av interkalibrerte klassegrenser knyttet til forurensningsindeksen ASPT, samtidig som EPT-indeks, BMWP-indeks og dominansforhold også er anvendt ved miljøbedømmingen av bunndyrfaunaen ved behov. Undersøkelsene er en del av Trondheim kommunes årlige overvåking av vannkilder, som også inkluderer ungfiskundersøkelser og vannprøvetaking i flere av de samme vassdragene.

Av totalt 46 undersøkte stasjoner oppnådde seks stasjoner «*Svært god*» økologisk tilstand ved bruk av ASPT-indeks som klassifiseringsmetode. Videre oppnådde 19 stasjoner miljømålet om «*God*» økologisk tilstand. Ni stasjoner hadde noe avvik fra dette miljømålet, og ble klassifisert til «*Moderat*» økologisk tilstand. 12 stasjoner ble klassifisert å ha betydelige avvik fra forventet miljømål, med store vannkjemiske og/eller hydromorfologiske utfordringer, og ble klassifisert til enten «*Dårlig*» eller «*Svært dårlig*» økologisk tilstand. Flere av disse stasjonene har vannkjemisk ulevelige forhold for vannlevende bunndyr.

Det kan være store årlige variasjoner i antall bunndyr og mangfold i bunndyrsamfunnet i kommunens bekker, og den økologiske tilstanden varierer mellom år for mange vassdrag. Negative effekter og variasjoner i tilstand kan skyldes kjente eller ukjente utslipp, lekkasjer av miljøfarlig stoff, uregelmessig tilførsel av kloakk/sanitært avløpsvann eller anleggs-/gravearbeid nær vassdragene. Ofte er det en sum av flere faktorer for mange av bekkene. Et underdimensjonert og utdatert avløpsnett nær mange bekker gir mye kloakktilførsel, spesielt etter overløp ved store nedbørsmengder. Med de klimaendringer vi står overfor kan dette gi en forverring av miljøtilstanden i de mest utsatte bekkene i kommunen. Andre variasjoner styres av mer eller mindre naturlige variasjoner og klimatiske forhold. Positive trender over flere år kan skyldes at tiltak for å bedre vannkvaliteten er gjennomført.

I vassdrag som ble utsatt for rotenonholdig vann i 2016, har bunndyrfaunaen vist god reetableringsevne fram til og med 2021. Disse bekkene har reetablert en tallrik, mangfoldig bunndyrfauna som er tilnærmet lik forventingen til naturtilstand og/eller før-tilstand.

Flere av bekkene i kommunen befinner seg i intensivt drevet landbrukslandskap. Dette gjelder spesielt bekker på Byneset, i Gaulosen og tidligere Klæbu, men også enkeltbekker øst for Trondheim (Ranheimsområdet). Høstpløying ser ut til å være normalt forekommende i de landbrukspregede områdene i kommunen, og kantvegetasjonen er ofte borte, mangelfull og aktivt holdt nede. Drengrofter og rør ledes gjerne rett i bekkene. Samlet sett gir dette økt partikkelforurensning og avrenning av næringssalter over store deler av året til bekkene. Det observeres negative vannøkologiske effekter som nedslamming og begroing, og dette gir redusert vannmiljøtilstand og dårlige vannøkologiske livsbetingelser. Dette påvirker både biologisk mangfold av bunndyr, gir dårligere gytemuligheter for sjørret/ørret og lavere fiskeproduksjon. Med økt hyppighet av ekstremnedbør, styrtregn og mildere vintre i klimaprognosene, blir landbrukstiltak mot avrenning og utbedring av vann/avløpssystemet for boligområder to viktige satsningsområder for å bedre vannkvaliteten i vann og vassdrag i Trondheim. Det er for tiden stort og økende press i både landbruksbekker og urbane bekker (med allerede oppdyrkede eller godt utbygde nedbørfelt) i Trondheim kommune. Samtidig synes blant annet lokalisering av deponier, etablering av industri-/næringsvirksomhet og vei-/byggevirkosomhet å overse hensynet til vern og/eller ivaretagelse



av vassdragsnatur. Samlet sett kan det derfor bli utfordrende å ivareta et oppfylt miljømål i mange vassdrag, samtidig som risikoen for ytterligere redusert økologisk tilstand i andre vassdrag synes stor i årene som kommer.

Morten André Bergan, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.

Epost: [Morten.Bergan@nina.no](mailto:Morten.Bergan@nina.no)



**Foto:** Plastlaminert rundball i Steindalsbekken våren 2021. Over tid bidrar dette til mikroplastforurensning til bekken, Nidelva og til slutt Trondheimsfjorden. Landbruk, urbanisering, vei og ulike typer industri utgjør de største miljøpåvirkerne for små vassdrag i Trondheim Kommune. Foto: @NINA



**Foto:** Høstpløyd åker en tidlig vårdag 2021 i Amundbekken gir stor partikkelforurensning og nedslamming i vassdraget. Landbruk, urbanisering, vei og ulike typer industri utgjør de største miljøpåvirkerne for små vassdrag i Trondheim Kommune. Foto: @NINA

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>7</b>
<b>2 Områdebeskrivelse og omfang</b> .....	<b>8</b>
<b>3 Metodikk</b> .....	<b>10</b>
3.1 Innsamlingsmetode.....	10
3.2 Metodikk for vurdering av resultater.....	10
3.2.1 ASPT.....	10
3.2.2 BMWP.....	11
3.2.3 EPT.....	11
3.2.4 Miljøbedømming og normativ definisjon av økologisk tilstand.....	12
<b>4 Resultater</b> .....	<b>14</b>
<b>5 Omtale og diskusjon av resultater</b> .....	<b>15</b>
5.1 Bekker som drenerer til fjorden øst for Trondheim.....	15
5.1.1 Vikelva.....	15
5.1.2 Sjøskogbekken.....	17
5.1.3 Grilstadbekken.....	18
5.2 Bekker til anadrom strekning av Nidelva.....	19
5.2.1 Leirelva.....	19
5.2.1.1 Uglabekken.....	20
5.2.1.2 Heimdalsbekken.....	22
5.3 Tilløpsbekker til Nidelva mellom øvre Leirfoss og Nordsetfossen.....	23
5.3.1 Steinsdalsbekken.....	23
5.3.2 Amundbekken og Solemsbekken.....	24
5.4 Bekker i Bymarka.....	28
5.4.1 Kystadbekken.....	28
5.4.2 Bekk til Kyvatnet.....	29
5.4.3 Bekk til Lianvatnet.....	30
5.4.4 Lianvassbekken (til Haukvatnet).....	32
5.5 Ilabekken.....	32
5.6 Bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen.....	34
5.6.1 Ristelva/Høstadbekken.....	34
5.6.2 Eggbekken.....	36
5.6.3 Søra med Heggstadbekken.....	37
5.7 Bekker som drenerer til øvre del av Nidelva i Klæbu.....	41
5.7.1 Tullbekken.....	41
5.7.2 Storrøllbekken (Håggåbekken/Haugdalsbekken).....	41
5.7.3 Litjelva (Litlelva) med Merkesbekken.....	43
5.7.4 Osbekken med tilløpsbekker.....	44
5.8 Bekker som drenerer til Bjørsjøen.....	48
5.8.1 Skifersteinbekken til Løksbekken.....	49
5.8.2 Løksbekken fra Målsjøen.....	50
<b>6 Referanser</b> .....	<b>53</b>
<b>7 Vedlegg Artslister</b> .....	<b>57</b>

## Forord

Trondheim kommune har et årlig overvåkingsprogram i bynære vann og vassdrag, der bl.a. bunndyrundersøkelser inngår som en viktig måleparameter for vurdering av vannmiljøtilstanden. Metodikken og vurderingsmåten for å beskrive miljøtilstanden ved bruk av bunndyr har blitt tilpasset retningslinjer i Vannforskriften. Siden 2006 har undertegnede bistått kommunen årlig i den faglige gjennomføringen av bunndyrundersøkelser i bynære vassdrag i Trondheim, der resultatene har blitt publisert i kommunens egen årlige vannrapportserie, i tillegg til fagrapporter i ulike institusjoners teknisk/vitenskapelige rapportserier.

Norsk institutt for naturforskning (NINA) har vært fagansvarlig leverandør til kommunen ved både bunndyrundersøkelser og ungfisktellinger siden 2014, og er også valgt gjennom anbudskonkurranse til vannøkologisk kompetanserådgiver for kommunen i perioden 2018-2021.

Oppdragsgiver for bunndyrundersøkelsene i 2021 har vært Klima- og Miljøenheten i Trondheim kommune, og vår kontaktperson hos kommunen har som alle tidligere år vært naturforvalter Terje H. Nøst.

NINA ved Morten André Bergan har vært prosjektleder for oppdraget, og stått for bunndyrinnsamling, bearbeiding og taksonomiske bestemmelser, samt vurdering av resultater, tilstandsklassifiseringer og utforming av NINA-rapport.

Trondheim kommune og Terje Nøst takkes for et særdeles godt samarbeid i prosjektperioden.

Trondheim, desember 2022



Morten André Bergan, prosjektleder NINA



# 1 Innledning

Bynære bekker i Trondheimsregionen er utsatt for mange typer menneskelig påvirkning som kan endre bekkenes vann- og miljøkvalitet, og deretter få konsekvenser for den økologiske tilstanden i vassdragene. Bekkene dette gjelder er i all hovedsak små, med 2-10 meter vassdragsbredde, og har gjerne en begrenset størrelse på nedbørfeltet, kombinert med stor menneskelig aktivitet nært bekkeløpene. Graden av grunnvannstilførsel varierer også mye mellom bekkene. Dette gir varierende og til dels lav selvrensningsevne når det gjelder å håndtere avrenning og tilførsel av forurensning fra et stadig økende urbant utbygd og/eller landbrukspreget nedbørfelt. Størst vann-økologisk negativ effekt i Trondheim kommunes små vassdrag synes å være knyttet til kombinasjonen av nedslamming av vassdragshabitater og ulike fysiske inngrep /endringer i bekkeløpene, som i stor grad skyldes avrenning fra samlet belastning i nedbørfeltene og sumbelastninger fra vei og boligutbygging.

Hovedproblematikken for bekkene i kommunen er fortrinnsvis overløp/punktutslipp av kloakk fra bebyggelse, næringssaltanrikning og organisk belastning fra landbruk, og stadige økende grave-/anleggsarbeider knyttet til urbanisering og veiarbeid nært vassdragene. I tillegg kommer akutte forurensningstilslag fra en rekke diffuse eller ukjente kilder, og avrenning fra vei og andre bynære områder med høy menneskelig aktivitet. I enkelte bekker påvirkes også vannkvaliteten av vannkjemisk forurensning fra industri og annen næringsaktivitet (deponi, skianlegg, papirindustri, mm.).

Klassifisering av økologisk tilstand ved bruk av data om bunndyrsamfunnets struktur og funksjonelle oppbygning i vassdrag er angitt som et viktig kvalitetselement i EU's Vanddirektiv. Direktivet er implementert i norsk vannforvaltning gjennom vannforskriften, og vil gjøre seg gjeldende i norsk vannforvaltning som følge av Norges forpliktelser gjennom EØS-avtalen. Det er utarbeidet klassifiseringsveiledere for vannforskriften, med forslag til innsamlings- og klassifiseringsmetodikk for økologisk tilstand ved bruk av bunndyr: «Veileder 01: 2009 og Veileder 02:2013, revidert i 2015: Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften» (Anonym 2009, 2013, revidert 2015). For bunndyr som kvalitetselement angis ASPT-indeksen (Armitage mfl. 1983) som foretrukket klassifiseringsmetode for rennende vann med påvirkningsfaktorer (generell belastning) som gjelder for vassdrag i Trondheim kommune. Bunndyrovervåkingen de siste 10-årene har vist tilfredsstillende presisjon i tilstandsklassifiseringen ved bruk av denne indeksen, men indeksen er imidlertid dårligere egnet og mindre presis ved akuttutslipp eller punktutslipp, som også forekommer i disse vassdragene.

Trondheim kommune har som miljømål å oppnå og opprettholde minimum god økologisk tilstand i sine by- og landbruksnære bekker, der menneskelig aktivitet som gir risiko for redusert miljøtilstand skal hensynta vassdragene, og pålegges avbøtende tiltak for at miljømålene oppfylles/ivaretas. Kommunen har siden starten på 2000-tallet gjennomført årlige overvåkingsprogrammer i utvalgte bekker, der studier av bunndyrsamfunnet har inngått som en viktig måleindikator for miljøtilstandsvurderingen. Antall lokaliteter og stasjoner som er undersøkt varierer fra år til år. Resultater og vurderinger er presentert og publisert i årlige bunndyrappporter fra og med overvåkingsåret 2009 (Bergan 2010a, 2010b, 2011, 2012, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021). Et kortere utdrag og hovedmomenter fra de årlige resultatene ved bunndyrundersøkelsene er fram til og med 2020 presentert i kommunens årlige rapporter fra vannovervåking-en i Trondheim (Nøst 2006-2021), men ikke etter dette (Nøst 2022). Trondheim kommunes årlige vannovervåkingsrapporter presenterer data og vurderinger knyttet til ungfisktellinger og vannkvalitet for mange av de samme vassdragene som er undersøkt for bunndyr.

Denne NINA-rapporten presenterer resultater og vurderinger fra bunndyrundersøkelsene som ble gjort i vassdrag i Trondheim i 2021, og baserer seg på et datamateriale innsamlet i løpet av oktober og november (høstprøver) dette året.

## 2 Områdebeskrivelse og omfang

Høsten 2021, i perioden fra 12.oktober til 04.november, ble det samlet inn bunndyrprøver fra 46 stasjoner i ulike vassdrag. Alle vassdrag/vannforekomster er av typen bekker eller små elver i Trondheim kommune (**tabell 1** og **2**). Vassdrag som før kommunesammenslåing tilhørte Trondheim kommune er vist i **tabell 1**, mens vassdrag som tidligere var lokalisert i Klæbu kommune, er vist i **tabell 2**.

**Tabell 1.** Navn, stasjonsnummer, kartreferanse (32 V UTM), lokalisering av stasjoner og innsamlingsdato for bunndyrundersøkelser i bekker i Trondheim kommune i 2021.

Vassdrag	St.nr.	Øst	Nord	Lokalisering	Dato
Vikelva	1	576393	7034142	Nedre anadrom strekning	12.10
Vikelva	2	576498	7033420	O/E6, før innløp kulvert	12.10
Sjøskogbekken	3	576070	7034055	N/jernbanelinje	12.10
Grilstadbekken	4	574834	7034878	N/ Nedre Grilstadkleiva	12.10
Leirelva	5	568704	7029333	Nedre, ved Prøven Bil	01.11
Leirelva	6	568114	7029029	O/avkjøring Romolslia	02.11
Leirelva	7	566446	7028925	Øvre, ved Enromvegen	13.10
Uglabekken	8	568295	7029224	Nedre, ved Gammelina	02.11
Uglabekken	9	567851	7029833	Midtre, restaurert strekning	02.11
Uglabekken	10	567232	7030744	Øvre, O/General Bangs vei	02.11
Heimdalsbekken	11	568508	7028728	Nedre, Romolslia bussholdeplass	01.11
Kystadbekken	12	566808	7029517	Under Kystadbrua	13.10
Bekk til Kyvatnet	13	566669	7031780	Nedre, ved tursti	13.10
Bekk til Lianvatnet	14	565819	7031327	N/ Lianvegen og trikkespor	13.10
Lianvassbekken til Haukvatnet	15	565877	7030273	N/ Vådanvegen	13.10
Ilabekken	16	568061	7034349	Nedre, N/ andedam	12.10
Ilabekken	17	568068	7034170	Nedre, O/ Hanskemakerbakken	12.10
Ristelva	18	556744	7029517	Sikret strekning, N/ Mebygdveien	03.11
Ristelva/Høstadbekken	19	557552	7029972	Restaurert strekning, Brenslan	03.11
Eggbekken	20	564408	7023427	Nedre anadrom, N/ Leinstrandvegen	03.11
Eggbekken	21	564567	7024112	Øvre anadrom, n/ foss	03.11
Søra	22	565115	7022107	Nedre, nedstrøms E39	26.10
Søra	23	566645	7023174	Midtre, N/Heggstadbekken	26.10
Søra	24	566786	7023273	Midtre, O/ Heggstadbekken	26.10
Søra	25	567677	7024953	Øvre restaurert, n/Heimdal	26.10
Søra	26	567467	7025840	Øvre, O/ Stabbursmoen Skole	26.10
Heggstadbekken, Søra	27	566855	7023305	Nedre	26.10
Heggstadbekken, Søra	28	566911	7023327	Midtre, O/ fangdam	26.10
Steinsdalsbekken	29	570725	7028075	Nedre bekkestrekninger	02.11

**Tabell 2.** Navn, stasjonsnummer, kartreferanse (32 V UTM), lokalisering av stasjoner og innsamlingsdato for bunndyrundersøkelser i bekker i tidligere Klæbu, nå Trondheim, kommune i 2021.

Vassdrag	St.nr.	Øst	Nord	Lokalisering	Dato
Osbekken	30	573310	7021116	Nedre, n/sidebekk	04.11
Sidebekk til Osbekken	31	573406	7021002	Nedre	04.11
Sidebekk til Osbekken	32	573635	7020815	Midtre, før samløp bekk Sørborgen	04.11
Bekk Sørborgen	33	573605	7020759	Nedre	04.11
Amundbekken	34	572336	7024206	Nedre, før samløp med Nidelva	02.11
Amundbekken	35	573557	7024351	Midtre, O/samløp Solemsbekken	02.11
Solemsbekken	36	573636	7024266	Nedre, steinsatt del	02.11
Solemsbekken	37	574207	7023576	Øvre, naturlig bekkeløp	02.11
Tullbekken	38	572405	7019921	Nedre, før samløp Nidelva	29.10
Tullbekken	39	570672	7016545	Øvre, grein Svartåsbekken	29.10
Litjelva (Litlelva)	40	572238	7017291	Nedre, nedstrøms Brøttemsvegen	29.10
Litjelva (Litlelva)	41	570881	7015846	Midtre, nedstrøms demning	29.10
Merkesbekken	42	570701	7015897	Nedre, før utløp Litjelva	29.10
Storvollbekken (Haugdalsbekken)	43	574236	7018868	Midtre restaurert, o/ Sveanvegen	02.11
Skifersteinbekken til Løksbekken	44	573562	7012666	Nedre del	29.10
Løksbekken	45	573261	7012253	Nedre/midtre del	29.10
Løksbekken	46	572158	7012729	Øvre del, n /utløp Målsjøen	29.10

## 3 Metodikk

### 3.1 Innsamlingsmetode

Innsamling av bunndyrmaterialet ble gjort i henhold til klassifiseringsveilederne (Anonym 2013, - revidert i 2015) ved hjelp av «sparkemetoden» (Frost mfl. 1971). Metoden går ut på at en holder en elvehåv (maskevidde 250 µm) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet ovenfor håven, slik at bunndyrene blir ført av vannstrømmen inn i håven (jf. NS4719 og NS-ISO 7828). Det ble tatt 3 ettminutts prøver ( $R-1 \cdot 3 = R-3$ ) på strykpartier dominert av stein- og grussubstrat i til sammen om lag 9 meters lengde. Det er fortrinnsvis valgt ut stasjoner med habitat karakterisert av hurtigrennende vann dominert av naturlig stein/grussubstrat. Dette er habitater med forventning til forekomst av rentvanskrevende bunndyrformer og arter, spesielt nøkkelarter av steinfluer og døgnfluer, som foretrekker hurtigrennende vann. Kulper eller dypere områder med annerledes bunns substrat og/eller lavere vannhastighet ble også inkludert i prøvetakingsarealet, dersom dette fantes i bekkene. Dette er habitater med større forventning til bl.a. husbyggende vårfluer og en rekke andre bunndyrformer/-arter. For hvert minutt med sparking ble håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling/tap av materiale fra håven. Hver bunndyrprøve ble fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse ved NINAs laboratorier.

### 3.2 Metodikk for vurdering av resultater

Bunndyr er en samlebetegnelse for forskjellige typer smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen i elver, bekker og innsjøer. De ulike gruppene og artene av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning, foruring og annen påvirkning. Endringer i mengde og sammensetning i bunndyrsamfunnet, og tilstedeværelse eller fravær av forventede nøkkelarter på en lokalitet, indikerer endringer i vann- og habitatkvaliteten. Bunndyrene er derfor meget godt egnet i forurensningsovervåking (Bækken & Aanes 1989).

På bakgrunn av en forventning til generell vannkjemisk belastning i vassdragene, er forurensningsindeksen ASPT benyttet for tilstandsklassifisering. ASPT-referanseverdien er utarbeidet på bakgrunn av et begrenset datamateriale fra middels store og større vassdrag i Norge. Mindre vassdrag av typen bekker er ikke nødvendigvis tilpasset den fastsatte referanseverdien/naturtilstanden. De senere års overvåkingsundersøkelser i Trondheim og ellers i Trøndelag har vist godt samsvar med tilstandsklassifiseringen ved bruk av bunndyr og ASPT-verdier, sammenlignet med vannkjemiske målinger og andre registrerte påvirkningsparametere. Videre gir dataene sammenlignbare indeksverdier mellom år og over tid i vassdragene. Vi vil derfor fortsette å benytte oss av denne klassifiseringsmetodikken for mindre vassdrag i Trondheim.

#### 3.2.1 ASPT

ASPT indeks (Average Score per Taxon) er anvendt til klassifisering av den økologiske tilstanden i bunndyrsamfunnet (Armitage mfl. 1983). Indeksen regnes ut som en tallverdi ved å foreta en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyrsamfunnet i elver, på bakgrunn av deres toleranse ovenfor organisk belastning/næringsaltanrikning. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT-indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven. Målt indeksverdi skal vurderes i forhold til en referanseverdi for hver vanntype. Referanseverdien er satt til 6,9 for bunnfaunaen i elver. **Tabell 3** angir klassegrenser for ASPT-verdi for bunndyrfaunaen innenfor hver tilstandsklasse.

**Tabell 3.** Klassegrenser for tilstandsvurdering av bunndyrfaunaen i rennende vann etter ASPT-indeks. Tabell hentet fra Anonym (2009).

Bunnsfauna i elver, ASPT klasser					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ASPT	ASPT	ASPT	ASPT	ASPT	ASPT
6,9	>6,8	6,8-6,0*	6,0-5,2	5,2-4,4	<4,4

\*interkalibrerte klassegrenser

Gjennom 10-15 år med overvåking i små vassdrag i regionen, har ASPT-indeksen vist seg å ha lavere presisjon ved punktutslipp i vassdrag med god miljøtilstand/vannkvalitet ovenfor utslippsområdet. Dette skyldes at indeksen ikke skiller på antall bunndyr, men kun registrerte eller ikke registrerte individer. Svært forurensede vassdragstrekninger kan ha enkeltindivider av rentvannskrevende arter som stammer fra drift fra strekninger ovenfor punktutslippet, til tross for ulevelige vilkår og vannmiljø i det undersøkte vassdragsavsnittet. På bakgrunn av dette inkluderer miljøbedømmingen også en samlet vurdering av det biologiske mangfoldet (EPT; sum av antall arter av døgn-, stein- og vårfluer), BMWP-indeks og faglig ekspertvurdering (som følger normative definisjoner av økologisk tilstand) av resultatene. I tilfeller hvor ekspertvurderinger gir vesentlig lavere miljøbedømming enn økologisk tilstandsklassifisering, anbefales det at ekspertvurderingen overstyrer tilstandsklassifiseringen etter ASPT-indeksen, spesielt med tanke på valg/prioritering av tiltak for vannforekomsten.

### 3.2.2 BMWP

BMWP-indeksverdi (Armitage mfl. 1983) oppgis på bunndyrmaterialet, som er integrert (en del av beregningsgrunnlaget) i ASPT-indeksverdien. Dette er en indeks hvor de ulike gruppene tillegges en verdi fra 10 til 1 etter hvilken kunnskap som finnes om artens toleranse overfor organisk forurensning/eutrofiering. Summering av verdiene gir dermed et tall som kan relateres til graden av påvirkning. Elver med akseptabel, god vannkvalitet har generelt BMWP-verdier rundt 100 eller mer (Mason 2002). For små vassdrag i Trondheim og Midt-Norge for øvrig viser de siste årenes bunndyrovervåking at en bør forvente verdier på rundt 100 for de minste vassdragene, og godt over 100 for større vassdrag, for å kunne fastslå at den vannkjemiske og/eller habitatmessige (hydromorfologiske) påvirkningen ikke er betydelig. Verdier ned mot 80 eller lavere indikerer i de fleste tilfellene markante påvirkninger, enten vannkjemisk (ulike typer forurensinger) eller hydromorfologisk i vassdraget (f.eks. inngrep og endringer i bekkeløpene, tørrlegging/bunnfrysing).

### 3.2.3 EPT

#### Totalt antall EPT og dominansforhold i bunndyrsamfunnet

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning. Derfor er bunndyr meget godt egnet som indikatorer på miljøtilstand og vannkvalitet i vassdrag (Aanes & Bækken 1989). I en moderat-/hurtigrennende elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden og har økologisk tilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer, i tillegg til andre rentvannsformer, på habitater med stein- og grusbunn. Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der følsomme taksa opptrer med tetthet større enn enkeltfunn, og med liten forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Store innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper, som f.eks. børstemark, igler, midd, fjærmygg og andre tovinger som har høy toleranse overfor næringsaltanrikning og annen vannkjemisk belastning, vil derimot være indikatorer på forurensninger.



En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatortaksa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er det totale antall EPT, som tar utgangspunkt i hvor mange arter/taksa av døgnfluer (**E**phemeroptera), steinfluer (**P**lecoptera) og vårfluer (**T**richoptera) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i antall EPT-taksa i forhold til det en ville forvente ved en naturtilstand danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i norske vannforekomster varierer mye, både etter vannforekomstens størrelse og beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografiske beliggenhet), så systemet må brukes med forsiktighet. Bunndyrmaterialet i denne undersøkelsen er derfor vurdert opp mot ASPT-indeksen og det totale antall EPT-arter, med antall bunndyr per prøve, og dominansforhold mellom følsomme og tolerante bunndyrgrupper som underliggende støttevurderinger. Sammenligninger med tidligere år, og data fra eventuelle referansestasjoner i vassdragene tillegges stor faglig vekt.

### 3.2.4 Miljøbedømming og normativ definisjon av økologisk tilstand

I de siste års bunndyrundersøkelser er det anvendt noe grad av ekspertvurdering ved resultat-tolkningen og miljøbedømmingen. Dette er presentert parallelt med resultatene fra en økologisk tilstandsklassifisering. For 2021-dataene er enkeltstasjoner kommentert med ekspertvurdering, dersom det er mistanke om usikker eller feil tilstandsklassifisering etter standard metode (ASPT). Antall bunndyr per prøve og strukturell/funksjonell sammensetning av bunndyrsamfunnet på lokaliteten er her forsøkt integrert i en mer erfaringsbasert miljøbedømming. Det legges da større vekt på enkelte indikatorarters forekomst og tetthet (antall per prøve), og med en spesiell sammenligning mellom referansestasjon(-er), belastede stasjoner og/eller tidligere år/data, dersom dette er mulig. Ofte er ekspertvurderingen koblet til registreringer i felt, slik som betydelig nedslamming, avdekking av synlige utslipp eller andre observasjoner av stor menneskelig belastning til vassdraget. Ekspertvurderingen er foretatt på bakgrunn av NINAs omfattende erfaring med tilsvarende resipientundersøkelser av bunndyrfaunaen de siste 15-20 årene i norske små og mellomstore vassdrag.

De anvendte miljøbedømmingsindeksene kan som nevnt ha lavere presisjon nedstrøms punktutslipp i vassdrag med god miljøtilstand/vannkvalitet ovenfor utslippsområdet. Dette har sammenheng med at indeksen ikke skiller på mengde bunndyr, men kun på registrerte eller ikke registrerte individer. Dette er en godt kjent svakhet ved slike forurensningsindekser. Videre er indeksene ikke alltid egnet for vurdering av «generell påvirkning». De er ofte bedre egnet med tanke på å synliggjøre organisk belastning og eutrofieringseffekter (som følge av tilførsler av lett nedbrytbart organisk materiale og næringsaltanrikning). Generelle indekser kan være lite treffsikker ved andre påvirkninger (som plutselige/kortvarige utslipp av stoffer som gir pH-endringer, forurensing fra tungmetaller, miljøgifter (såpevann/desinfeksjonsmiddel), partikler, osv). Vår erfaring er derfor at det i enkelte tilfeller også er nyttig å foreta en ekspertvurdering av miljøtilstanden, med klar forankring i vannforskriftens normative definisjoner av økologisk tilstand (**tabell 4**).

**Tabell 4.** De økologiske tilstandsklassenes normative definisjoner i Vanddirektivets Anneks V.

Økologisk tilstand	Forklaring/beskrivelse av tilstandsklasse
<b>Svært god tilstand</b>	Dette er referansetilstanden, det vil si slik økosystemet (vassdraget) framstår som om det er uten, eller omtrent uten, menneskelig påvirkning.
<b>God tilstand</b>	Påvirkningen er innen akseptable nivåer. Økosystemet er nesten intakt og er bærekraftig. Representerer EUs minimumsmål for alle vannobjekter.
<b>Moderat tilstand</b>	Økosystemet viser tegn på stress som forringer mangfoldet. Usikker bærekraftighet. Vannobjektet skal derfor være gjenstand for tiltak.
<b>Dårlig tilstand</b>	Skadet økosystem med betydelig forringet mangfold i form av manglende arter og/eller oppblomstring av enkelte hardføre arter. Ikke bærekraftig.
<b>Svært dårlig tilstand</b>	Økosystemene er svært skadet.

## 4 Resultater

Resultatene fra tilstandsklassifiseringene er vist i **Tabell 5**. Antall individer av EPT per bunndyrprøve, bunndyrgruppens fordeling i bunndyrprøvene (antall individer per taksa og bunndyrgruppe) på den enkelte stasjon kommer fram av de komplette artslistene, som er vedlagt bakerst i rapporten (se **kap. 7 – Vedlegg Artslister**).

**Tabell 5.** Vassdragsnavn, lokalisering, stasjonsnummer, antall registrerte EPT, økologisk tilstandsklassifisering, BMWP-indeksverdi og ekspertvurdert miljøbedømming for de undersøkte lokalitetene høsten 2021. Fargekoder ASPT-verdi angir tilstandsklasse etter EU's femdelte skala for økologisk tilstand (se **tabell 3 og 4**).

Vannforekomster i Trondheim Kommune				
St.	Vassdragsnavn	EPT	ASPT	BMWP
1	Vikelva, nedre	12	5,47	82
2	Vikelva, øvre	13	5,64	79
3	Sjøskogbekken	9	5,14	72
4	Grilstadbekken	10	5,85	76
5	Leirelva, nedre	17	6,27	94
6	Leirelva, midtre	27	7,05	155
7	Leirelva, øvre	31	6,68	167
8	Uglabekken, nedre	10	5,36	75
9	Uglabekken, restaurert	13	5,50	66
10	Uglabekken, øvre	21	5,60	84
11	Heimdalsbekken	5	4,14	29
12	Kystadbekken	19	6,37	121
13	Bekk til Kyvatnet	16	6,73	101
14	Bekk til Lianvatnet	20	7,0	126
15	Lianvassbekken til Haukvatnet	21	6,42	122
16	Ilabekken, nedre	20	6,06	97
17	Ilabekken, midtre	17	6,00	96
18	Ristelva, sikret strekning Granegga	17	5,50	77
19	Ristelva/Høstadbekken	20	6,88	110
20	Eggbekken, nedre	15	6,07	85
21	Eggbekken, øvre	15	6,64	93
22	Søra, nedre	12	4,55	50
23	Søra, n/Heggstadbekken	10	4,57	64
24	Søra, o/Heggstadbekken	12	4,61	83
25	Søra, restaurert n/ Kattem	11	5,46	71
26	Søra, øvre o /Stabbursmoen	13	6,14	86
27	Heggstadbekken til Søra, nedre	12	4,67	56
28	Heggstadbekken til Søra, midtre	8	4,33	39
29	Steinsdalsbekken	5	4,27	47
30	Osbekken, nedre	6	4,15	54
31	Sidebekk til Osbekken, nedre	2	4,00	32
32	Sidebekk til Osbekken, midtre	0	3,20	16
33	Bekk Sørborgen	7	4,60	46
34	Amundbekken, n/Solemsbekken	18	6,75	108
35	Amundbekken, o/Solemsbekken	17	6,43	90
36	Solemsbekken, nedre	16	6,50	91
37	Solemsbekken, øvre	16	6,21	87
38	Tullbekken, nedre	17	6,40	96
39	Tullbekken, øvre	22	7,22	130
40	Litjelva (Litlelva), nedre	28	7,26	138
41	Litjelva (Litlelva), midtre	17	7,20	108
42	Merkesbekken	15	6,63	93
43	Storvollbekken (Haugdalsbekken)	16	6,18	105
44	Skifersteinbekken til Løksbekken	14	6,60	66
45	Løksbekken, nedre	15	6,65	113
46	Løksbekken, øvre	15	5,71	97

## 5 Omtale og diskusjon av resultater

Under følger en omtale og diskusjon av resultatene for hvert vassdrag, som omfatter en faglig vurdering av bunndyrsamfunnet ved hver enkelt stasjon i de undersøkte vassdragene. Resultatene fra 2021 er for noen vassdrag knyttet opp mot tidligere undersøkelser, der potensielle og/eller påviste risikofaktorer for økologisk tilstand og vannmiljøet ellers er diskutert..

### 5.1 Bekker som drenerer til fjorden øst for Trondheim

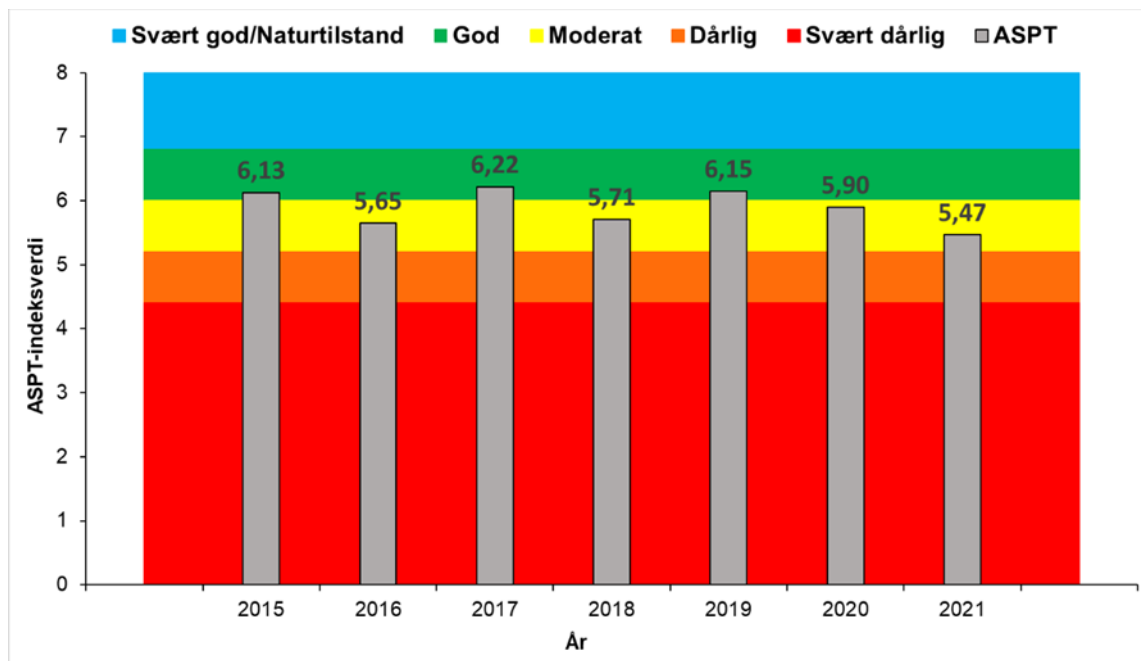
#### 5.1.1 Vikelva

Vikelva ble undersøkt med to stasjoner (st. 1 og 2) i 2021, som er tilsvarende året før (Bergan 2021). Stasjon 1 er lokalisert på strykstrekninger i nedre anadrom del av elva, men ovenfor terskeldammene, på naturlige elvepartier med utlagt elvegrus- og stein. Stasjon 2 er lokalisert på strykstrekninger like ovenfor E6. Stasjonslokaliseringen representerer nedre og øvre elveavsnitt av Vikelva, som alle tidligere undersøkelsesår i perioden 2010-2022 (Bergan 2011-2021).

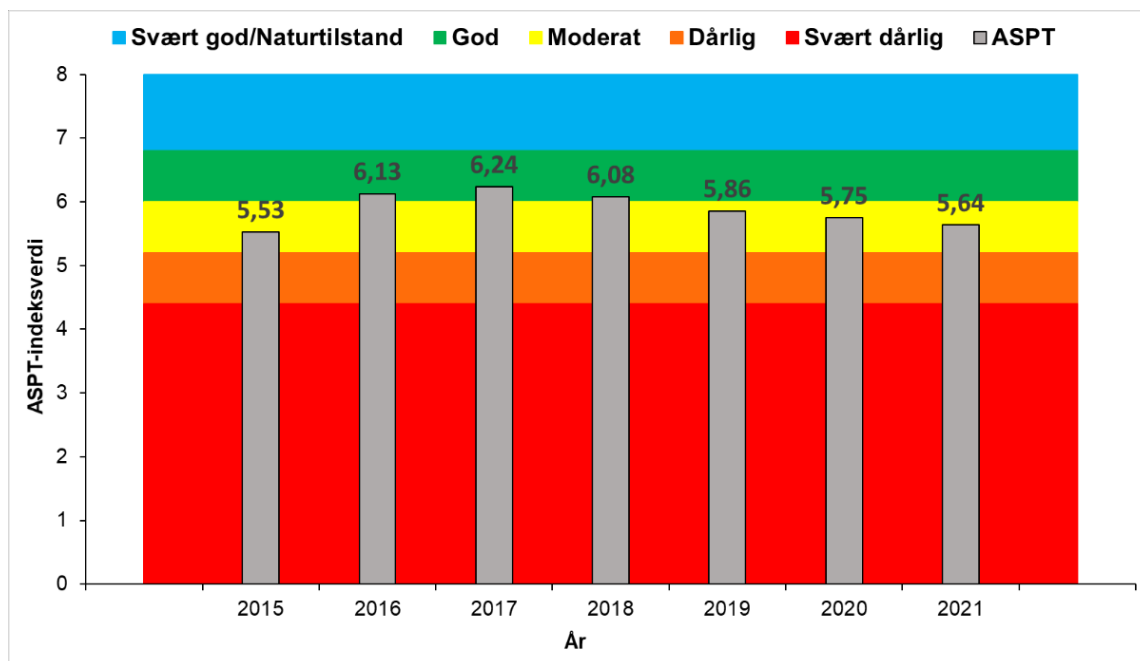
Vikelva er resipient for utslipp av kalkslam fra Vikelvdal vannbehandlingsanlegg i øvre del ved Nydammen, samt diffus avrenning fra det øvrige nedbørfeltet (bebyggelse, E6/vei og industriområdet knyttet til Ranheim papirfabrikk) videre nedover til utløp i Trondheimsfjorden.

#### Resultater i 2021

Den økologiske tilstanden klassifiseres til «Moderat» ved begge stasjoner i Vikelva i 2021, men avviket fra «God» tilstand synes lite (**tabell 5**). Det biologiske mangfoldet er noe redusert sammenlignet med naturtilstand, både når det gjelder antall EPT og BMWP-indeksverdi, men rentvannskrevende bunndyrarter og -former dominerer likevel bunndyrsamfunnet. Resultatet fra 2021 er på samme nivå som de siste årene for Vikelva (**figur 1 og 2**), og viser en relativt stabil økologisk tilstand i området «Moderat/God» både oppstrøms og nedstrøms papirfabrikken, uten store innbyrdes forskjeller stasjonene imellom.



**Figur 1.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Vikelva i perioden 2015-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



**Figur 2.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre del av Vikelva i perioden 2015-2020. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Resultatene viser ingen store belastninger knyttet til vannkvalitet eller vannmiljøet nedstrøms industriområdet/papirfabrikken det siste året. Denne vurderingen er også i tråd med data fra overvåkingen av ungfiskbestanden av sjørret og laks i elva samme år, som viser svært positiv tendens (Nøst 2022). En noe økt grad av nedslamming i Vikelvas nedre del kan trolig knyttes til utslippet av kalkslam lenger oppe, som i utslippsperioder farger elvevannet grått av kalkpartikler, og tetter hulrom på elvebunnen, og reduserer mikrohabitater i elva (Bergan 2019, 2021). Denne mekaniske effekten på bunnssubstratet, som er detaljert beskrevet i Bergan (2019), varierer i tid og rom, og kan gjøre at bunndyrfaunaen påvirkes av kalkslam nedstrøms utslippspunktet. Effekten er vannføringsavhengig og dermed klimastyrt, da mengden av kalk som slippes ut er mer eller mindre konstant.

### Konklusjon

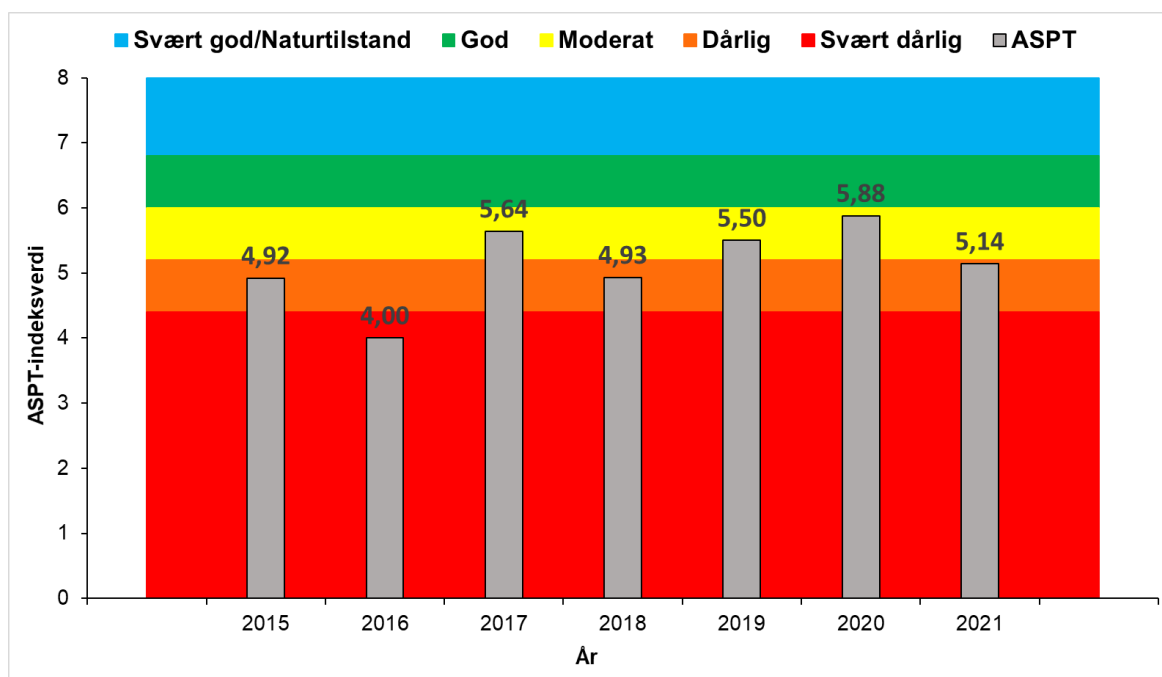
Resultatene i 2021 avviker ikke vesentlig i forhold til de siste årenes resultater for Vikelva, som har vist at den økologiske tilstanden varierer mellom «Moderat» og «God». Resultatene de siste årene viser at Vikelvas bunndyrssamfunn påvirkes i varierende grad av utslippet av kalkslam. Effekten er vannføringsavhengig og dermed klimastyrt, da mengden av kalk som slippes ut er mer eller mindre konstant. Stasjoner like nedstrøms utslippet har endret dominansforhold av bunndyrgrupper, lavere bunndyrproduksjon og redusert mangfold av døgn-, stein- og vårflyer utover det som normalt kan forventes på disse elvestrekningene (Bergan 2019). Deretter bedres dette raskt. Den negative vannøkologiske effekten lenger nede i elva er likevel ikke vesentlig i undersøkelsesperioden siden 2015 (**figur 1** og **2**), spesielt siden utslippet av kalkslam ikke er skadelig på vannmiljøet på samme måte som kraftig organisk belastning og/eller miljøgiftig utslipp. Negative effekter er kun knyttet til fysisk/mekanisk påvirkning av elveløpet, som gir reduksjon i habitatkvalitet for bunndyr (og fisk) i elva, som følge av gjenøring, kitting og nedslamming av biotoper for mange arter/grupper av bunndyr. Effekten av kalkslam anses derfor ikke å være av stor negativ betydning ved de nederste elvepartiene, selv om det biologiske mangfoldet periodevis er noe redusert. Bunndyr er her viktige nærings- og byttedyr for elvas anadrome bestander av laks og sjørret, og denne økologiske funksjonen for Vikelva er derfor godt ivaretatt i 2021, som alle tidligere år (Bergan 2010, 2011, 2012, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018, 2019 og 2020), etter at det ble gjennomført sanering av termisk forurensning og industriutslipp til Vikelva. Før denne saneringen av industriutslipp viste bunndyrundersøkelser at elva var å



regne som «biologisk og vannøkologisk død», som følge av termiske prosessvann-utslipp og utslipp av lutholdige stoffer og tungmetaller (Bergan mfl. 2008).

### 5.1.2 Sjøskogbekken

Sjøskogbekken ble undersøkt med en stasjon (st. 3) i 2021 i nedre del, på bekkestrekninger like nedstrøms der jernbanen krysser bekken. Resultatene fra 2021 viser et vannmiljø som er redusert, tilsvarende «Dårlig» økologisk tilstand. Dette er en nedgang i tilstandsklassifiseringen sammenlignet med de to siste årene, og på nivå med 2018-resultatet (**figur 3**). 2018-dataene var imidlertid preget av overløp/feilkobling av kloakk til Sjøskogbekken (Bergan 2019, 2021), og ga svært negativ effekt på bunndyrfaunaen dette året.



**Figur 3.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Sjøskogbekken i perioden 2015-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Bunndyrfaunaen i nedre del av Sjøskogbekken mangler flere rentvannskrevende nøkkelarter. Bekkeløpet preges videre av stor grad av nedslamming, som ikke gir rom for et naturlig og tallrikt bunndyrmangfold. Forekomsten av eksempelvis nedslammingsfølsomme, rentvannskrevende steinfluer er svært lav.

#### Konklusjon

Undersøkelser i perioden 2015-2021 (**figur 3**) viser en relativt ustabil og redusert økologisk tilstand i Sjøskogbekken for flere av undersøkelsesårene, der noe av årsaken trolig kan knyttes til hendelser med overløp/feilkoblinger av kloakk og periodevis for stor partikkelbelastning (**figur 4**). Samlet belastning i bekken gjennom året gir derfor for stor nedslamming av bekkebunnen i nedre del, og utgjør en stor risiko for vannmiljøet. Dette er en klar indikasjon på at det i perioder av året er belastninger som overskrider Sjøskogbekkens selvrensningsevne (resipientkapasitet). Dette har negative konsekvenser for bunndyrsamfunnet, og med tanke på en planlagt reetablering av sjøørret i vassdraget, som foreløpig ikke har vært vellykket, tross ulike fiskeforsterkende tiltak (Nøst 2022).



**Figur 4.** Hendelser med utslipp av kloakk, og periodevis stor partikkelforurensing fra aktiviteter i nedbørfeltet til Sjøskogbekken, gjør at samlet vannmiljøbelastning gjennom året er for stor i vassdraget. Foto fra strekninger like oppstrøms Ranheimsvegen, etter en periode med nedbør, i desember 2021. Foto: Morten André Bergan.

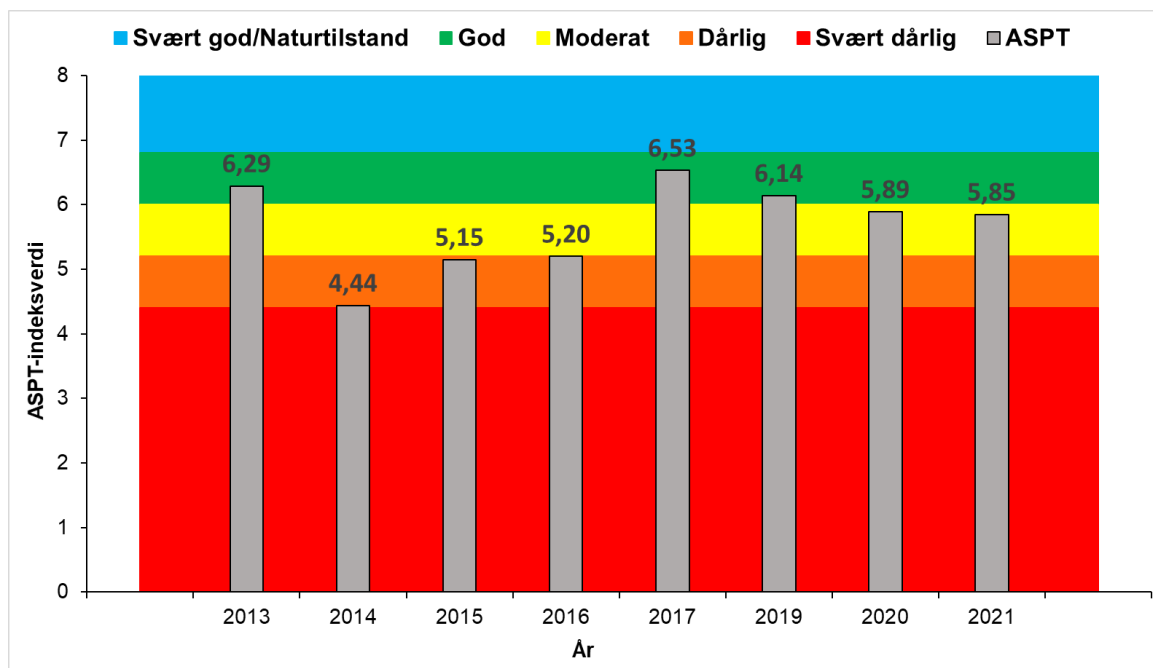
### 5.1.3 Grilstadbekken

I Grilstadbekken det innhentet bunndyrprøve fra nedre del av bekken (st. 4) i 2021, tilsvarende tidligere år. Økologisk tilstand klassifiseres til «Moderat», med en ASPT-indeksverdi på 5,85, som er relativt likt fjoråret (5,89). Både antall EPT (10) og BMWP-verdien (76) var noe redusert i 2021, ut fra en forventning til et godt vannmiljø. Resultatet indikerer derfor ikke en tilfredsstillende vannmiljøtilstand, og sannsynligvis kan miljøtilstanden også være vesentlig dårligere enn det som framgår av ASPT-indeksen og tilstandsklassifiseringen. Dette som følge av punktutslipp, som forstyrrer presisjonen på indekssklassifiseringen.

#### Konklusjon

Grilstadbekken har tidligere år mottatt stor vannkjemisk belastning, fortrinnsvis fra punktutslipp (overløp ved store nedbørsmengder) av kloakk og annen diffus urban avrenning på strekningen Brundalen-Skovgård-Grilstad. Her går også bekken for en stor del under bakken i rør, med et ukjent antall utslippsrør/lekkasjer/påkoblinger/overløp av overvann/kloakk på lukket strekning. Summen av tilførselene har gitt stor nedslamming og eutrofieringseffekter i nedre del av bekken i noen år, noe som reflekteres i bunndyrfaunaen (**figur 5**). Rentvannskrevende arter har vært svært fåtallige i bekken, og forurensningstolerante, gravende bunndyrformer har dominert kraftig. Dette har gitt svært redusert økologisk tilstand i enkeltår. Resultatene fra 2021 forsterker inntrykket fra tidligere, der drift av rentvannskrevende bunndyr fra renere bekkepartier lenger oppe kan kamuflere en dårligere miljøtilstand enn hva klassifiseringsmetodikken som er anvendt fastsetter. Med mindre det er gjort omfattende tiltak med nedbørfeltavrenning, overløp, og vann-

og avløpssystemer til Grilstadbekken, så er det fortsatt stor risiko for forurensninger og redusert økologisk tilstand i vassdraget i tiden framover. Tilstanden vil også kunne være avhengig av klimatiske faktorer, fortrinnsvis knyttet til store nedbørsmengder og flom.



**Figur 5.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Sjøskogbekken i perioden 2013-2021 (Bekken ble ikke undersøkt i 2018 pga anleggsarbeid nært bekkeløpet). Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

## 5.2 Bekker til anadrom strekning av Nidelva

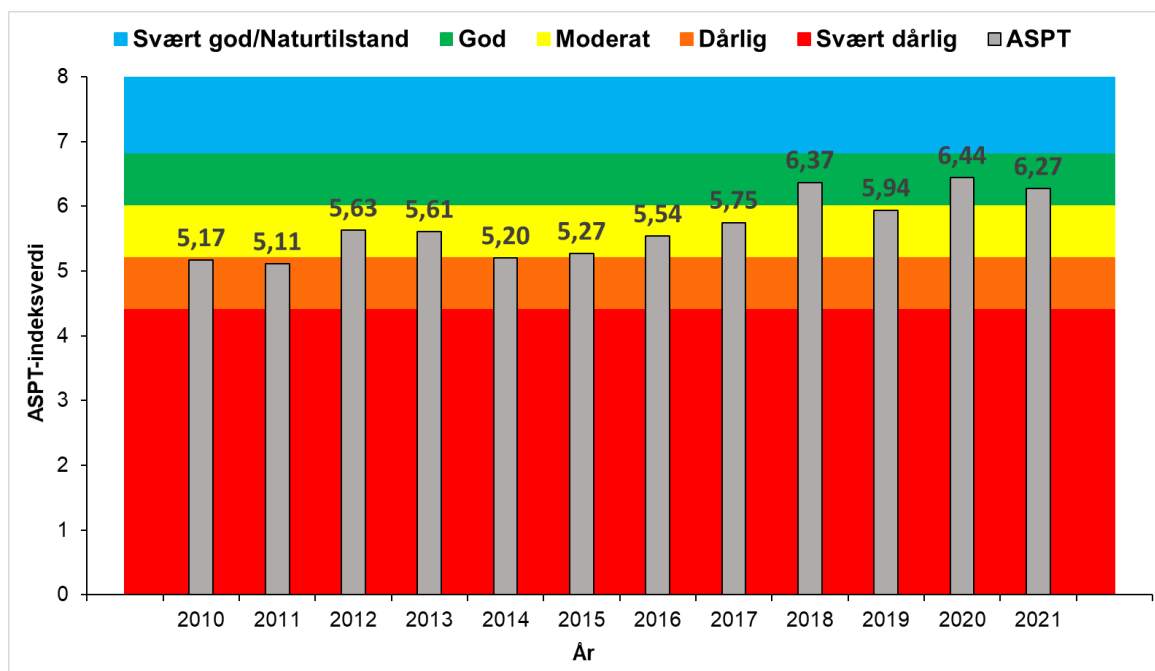
### 5.2.1 Leirelva

Leirelva ble prøvetatt med tre stasjoner (st. 5, 6 og 7) ved Prøven Bil (nedre), Forsøkslia (midtre) og Stavset (øvre). Resultatene fra 2021 viser redusert økologisk tilstand nedover vannstrengen, men ikke lavere enn «God» økologisk tilstand ved nederste stasjon. Det biologiske mangfoldet av EPT er høyt, men avtar også nedover elva, samtidig som bunndyrproduksjonen er god. Vanlig forekommende arter som ble borte under og etter rotenonbehandlingen, er igjen kommet tilbake i bunndyrfaunaen på de ulike stasjonsområdene. Stasjon 7 ligger nedstrøms både Uglabekken og Heimdalsbekken. Begge disse bekkene bidrar i perioder med punktutslipp av forurensninger og organisk belastning til Leirelva, der spesielt Heimdalsbekken for tiden kan være sterkt forurensset og partikkelpåvirket i store perioder av året (se **avsnitt 5.2.1.2**). Samlet sett er dette noe som påvirker vannkvalitet, habitatkvalitet og bunndyrfaunaen i Leirelva helt ned mot samløp med Nidelva. Det er økende grad av nedslamming nedover vassdraget, helt ned til samløp Nidelva. Utover dette er bunndyrproduksjonen god, med innslag av rentvannskrevende arter også i nedre del av elva, slik at næringstilbudet for ungfish av laks og ørret synes svært tilfredsstillende i 2021.

Uheldige utslippsepisoder av kloakk, spesielt etter store nedbørsmengder eller uhell i forbindelse med gravearbeider har vært karakterisert som en stor trussel for miljømål, biologisk mangfold og fiskebestander (laks og sjørret) i Leirelva. Denne risikoen og stor risiko for avrenning fra næringsaktivitet nært elva er fortsatt i høyeste grad gjeldende for Leirelvas urbaniserte nedbørfelt,

da aktiviteten langs elva er stor og økende. Slike utslipp bidrar også til økt samlet belastning på Nidelva, som er resipient for Leirelva.

Vann- og miljøtilstanden i nedre del av Leirelva er ustabil og tidvis redusert, og dette har ført til at den økologiske tilstanden har variert mellom «Moderat» og «God» de siste 11 årene (**figur 6**). Tidsserietrenden for nedre del av Leirelva i perioden 2010-2021 synes likevel positiv, spesielt sett opp mot at nedre del av Leirelva tidligere har vært en av Trondheims mest forurensede vassdrag (Grande 1965, Bongard & Koksvik 1989). Stor grad av selvrensningsevne i Leirelva, knyttet til at mesteparten av nedbørfeltet og kildeområdene ligger i et lite befolket Bymarka, med Leirsjøene som hovedvannskilde, gjør at tilstanden er innenfor miljømålet i nedre del av elva i tre av de siste fire årene (**figur 6**).

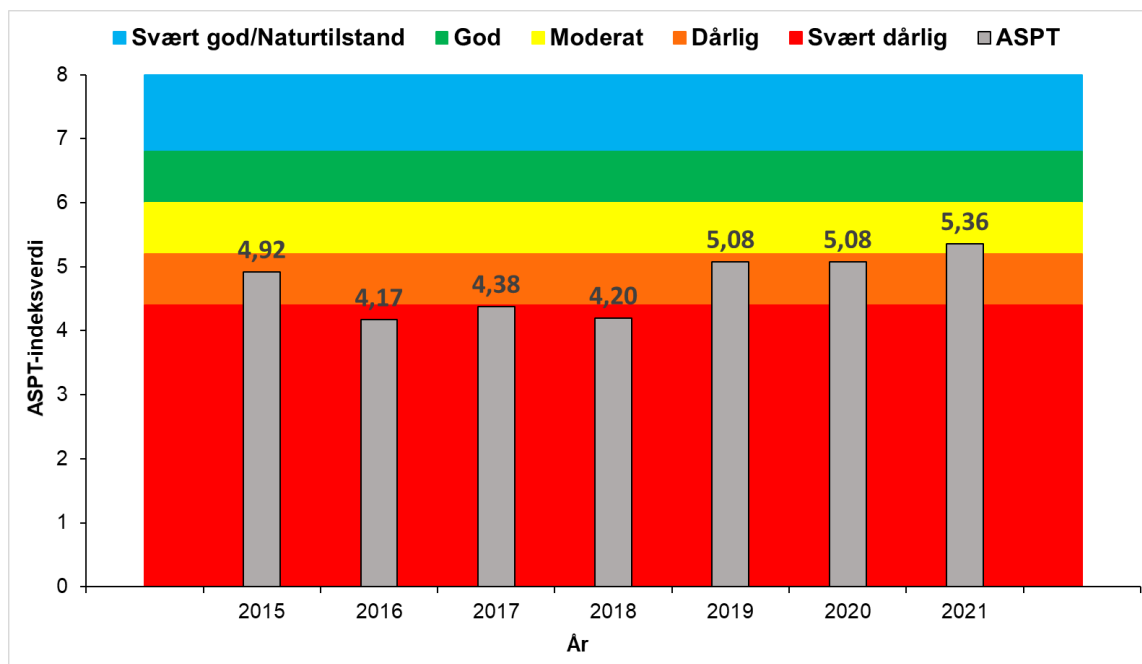


**Figur 6.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Leirelva i perioden 2010-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

### 5.2.1.1 Uglabekken

Uglabekken er en sidebekk til Leirelvas anadrom strekning, og ble i 2021 prøvetatt med tre stasjoner (st. 8, 9 og 10), lokalisert langs en gradient fra Gammelina (nedre del av bekken) og opp til strekninger ovenfor General Bangs vei (øvre del).

Resultatene for høsten 2021 viste et påvirket bunndyrsfunn i nedre del (st. 8), med en forskyving mot forurensningstolerante bunndyrformer. Likevel er det økning i mangfold, rentvannskrevende arter og bunndyrtall sammenlignet med tidligere år, der overvåkingsåret 2021 er det beste resultatet som nedre del av Uglabekken har hatt siden en regelmessig overvåking startet (**figur 7**). Den økologiske tilstanden klassifiseres til «Moderat», som er lik 2019 og 2020. Bekken har fortsatt synlige nedslammingsproblemer, men samlet forurensningsbelastning synes vesentlig lavere og av mindre omfang enn tidligere (før 2019), og tilstanden er derfor noe stabilisert etter dette, med en positiv trend de siste tre årene (**figur 7**).

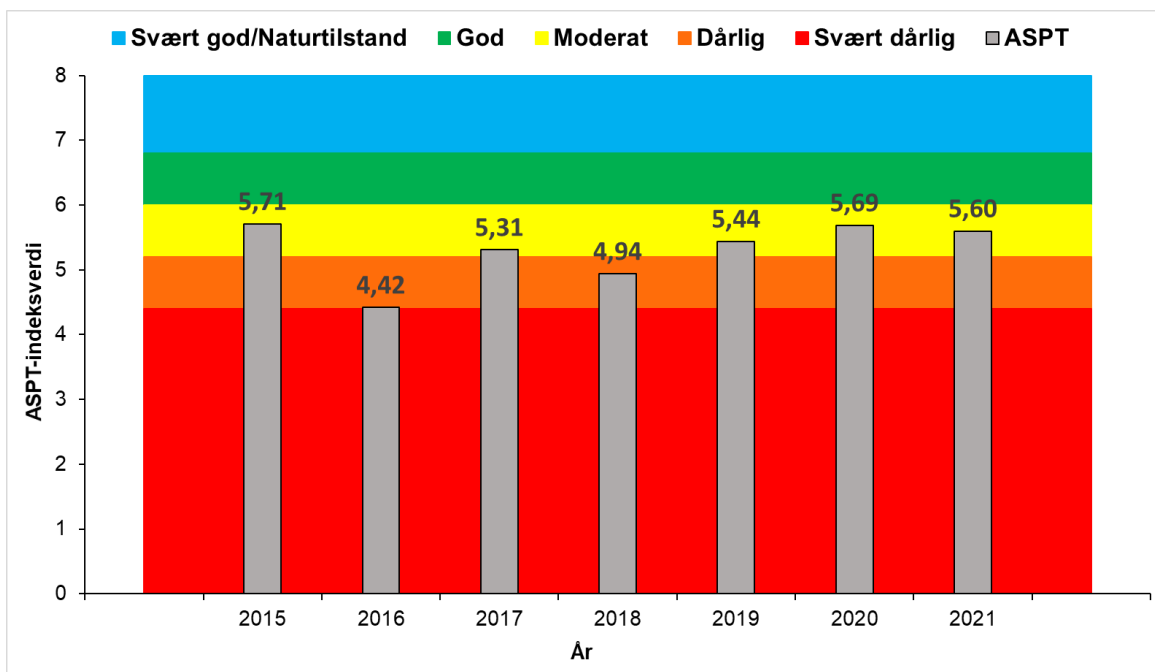


**Figur 7.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Uglabekken i perioden 2015-2021. Data fra 2016 viser effekten av rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Stasjonen i midtre del (st. 9) er ny i overvåkingsprogrammet, og lokalisert i en nylig gjenåpnet og restaurert strekning av bekken i Moksnesdalen ved Halset. Strekingen har vært lukket under bakken i lang tid, før gjenåpning i 2019 (Bergan & Nøst 2021). Her viste bunndyrundersøkelser i 2020 (Bergan 2021) at rekolonisering av bunndyr var kommet godt i gang etter gjenåpning og restaurering. I 2021 er antall bunndyr per prøve høyt, og dominert av døgnfluer (Baetis-arter), der de vanligst forekommende bunndyrgruppene og artene nå har etablert seg i restaurert bekkestreking. Økologisk tilstand klassifiseres til «Moderat» i 2021, med en ASPT-indeksverdi på 5,50. Videre overvåking vil avdekke om bunndyrsamfunnet rekoloniserer fullt ut for dette bekkepartiet, noe som avhenger av tilstanden i øvre del av bekken og utviklingen i nedslamming/belastning i restaurert strekning.

For øvre del av Uglabekken (st. 10) viser resultatene en svak tilstandsbedring sammenlignet med både midtre og nedre del. Den økologiske tilstanden klassifiseres fortsatt til «Moderat», men med noe høyere biologisk mangfold enn stasjoner lengre ned i bekken. Avviket fra miljømålet «God» økologisk tilstand er lite. Også her synes utviklingen i tilstand å være relativt stabil de siste årene (**figur 8**). Alle vanlig forekommende bunndyrgrupper (arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer) som var til stede før rotenonbehandlingen synes å ha kommet tilbake til Uglabekken.





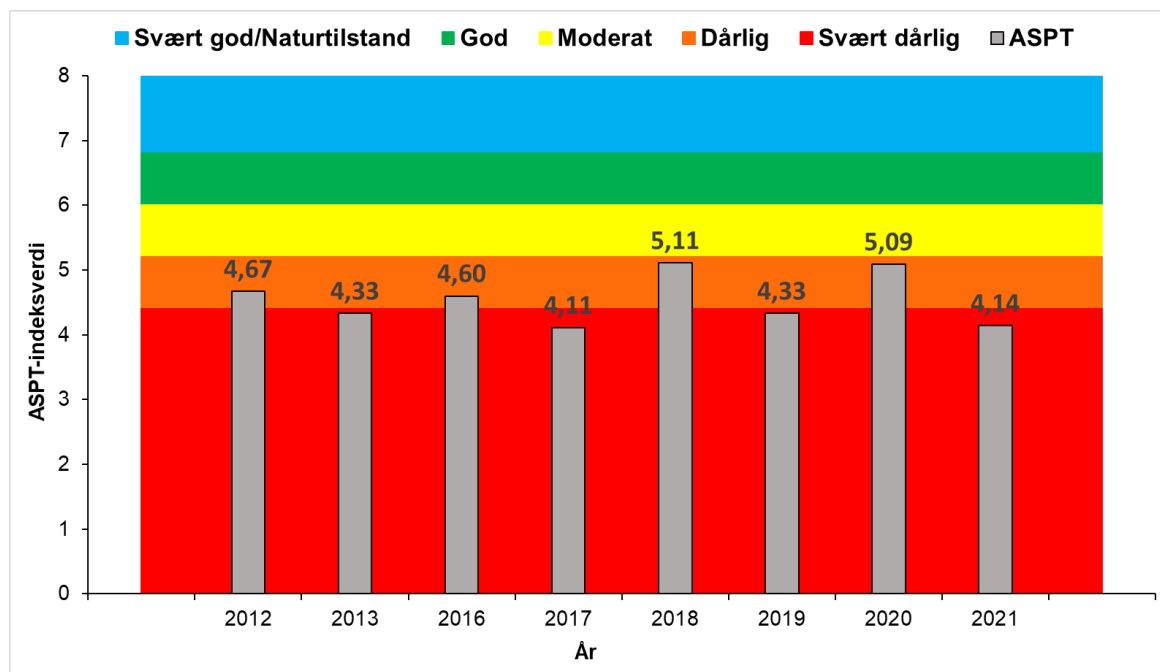
**Figur 8.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre del av Uglabekken, like nedstrøms Kyvatnet, i perioden 2015-2021. Data fra 2016 viser effekten av rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

### Konklusjon

Samlet sett har utviklingen i Uglabekkens vannmiljø vært svært god i den siste 10-årsperioden. Årsakene til dette er flere. Trondheim kommune har over lengre tid jobbet med omlegging og sanering av ulike kloakkpåsag til bekken. Dette har gitt lavere utslippstopper av kloakk sammenlignet med tidligere. Videre har innbygging av sand-/grusdeponi nedstrøms Kyvatnet (for noen år siden) bidratt til lavere samlet partikkelbelastning til bekken. Gjenåpning og restaurering av strekninger i midtre del av Uglabekken har også bidratt svært positivt for vannmiljøet i bekken, og gitt en lengre produktiv strekning for biologisk mangfold og vannøkologi i vassdraget.

#### 5.2.1.2 Heimdalsbekken

Heimdalsbekken ble i 2021 prøvetatt med én stasjon (st. 11) i nedre del før samløp med Leirelva. Dette partiet av bekken akkumulerer samlet belastning fra hele nedbørfeltet, inkludert alle punktutslipp og overløpssrør for overvann/kloakk. Resultatene fra 2021 viser et svært belastet bunndyrsamfunn, med redusert mangfold dominert av forurensningstolerante bunndyrformer, tilsvarende «Svært Dårlig» økologisk tilstand. Dataene fra 2021 viser at Heimdalsbekken er en av de mest belastede bekkene i hele Trondheim dette året. Mange rentvannskrevende bunndyrformer og arter mangler helt i bekken. Økologisk tilstand i nedre del av Heimdalsbekken har variert noe de siste årene, men laveste tilstandsklasse («Svært dårlig») har forekommet i 4 av 8 prøvetakingsår (**figur 9**). Resultatet fra 2021 er vesentlig dårligere enn året før, da tilstanden var «Dårlig», men nære «Moderat».



**Figur 9.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Heimdalsbekken i årene 2016-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

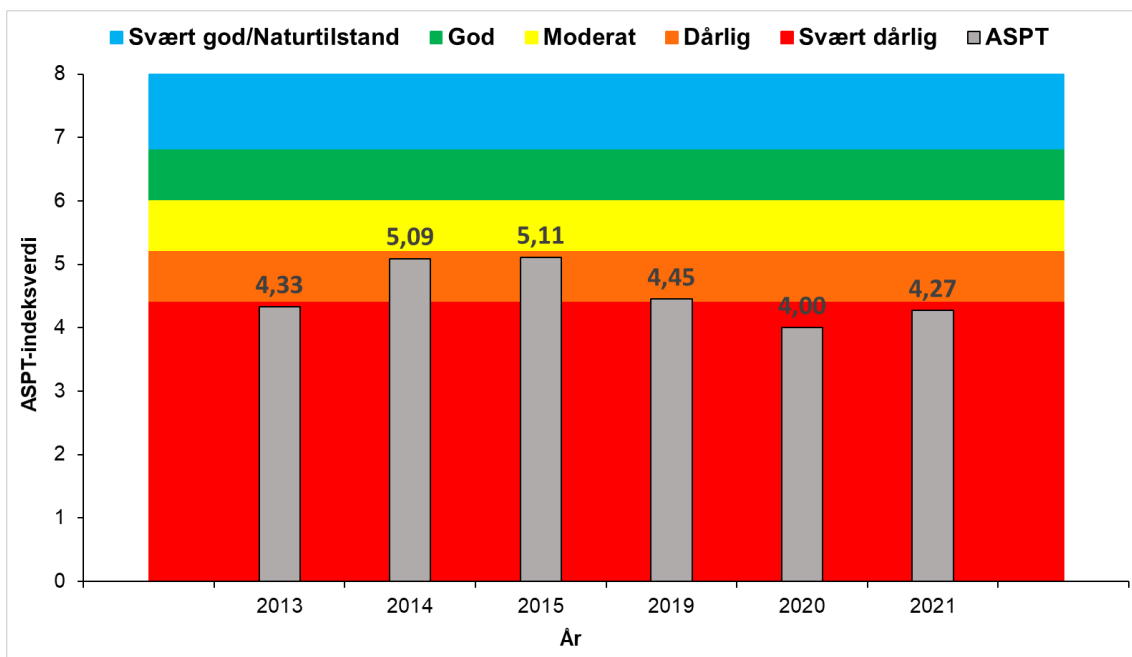
### Konklusjon

Heimdalsbekken mottar for mye vannkjemisk forurensning og organisk belastning, og bekken er svært nedslammet. Vassdraget har overskredet resipientkapasitet (bekkens selvrensningsevne klarer ikke å håndtere belastningene fra nedbørfeltet), og vannøkologien i bekken har derfor kollapset. Årsaken til dette er et stadig økende press på nedbørfeltet (økt utbygging, kontinuerlige gravearbeider, anleggsvirksomhet, stadige uhellsutslipp av kloakk, mm), kombinert med allerede eksisterende belastning (overløp kloakk, lekkasjer, veiavrenning, mm) fra et urbanisert og utbygd nedbørfelt. Samtidig viser både ungfiskundersøkelser og observasjoner av gytefisk de siste årene at sjørreten går opp i bekken fra Leirelva, og forsøker å gyte. Det er kun de nedre deler som har noen grad av produksjon. Heimdalsbekken bør få et målrettet fokus mot et bedre vannmiljø enn det vi ser i dag.

## 5.3 Tilløpsbekker til Nidelva mellom øvre Leirfoss og Nordsetfossen

### 5.3.1 Steinsdalsbekken

Steinsdalsbekken munner til Nidelva like oppstrøms demningen ved Øvre Leirfoss. I 2021 ble det undersøkt én stasjon (st. 29) i nedre del før munning til Nidelva. Resultatet i 2021 viser stor belastning på dette bekkeavsnittet, der økologisk tilstand ble klassifisert til «Svært dårlig». Bunndyrfaunaen synes å ha kollapset fullstendig. Det biologiske mangfoldet er svært lavt, og domineres kraftig av tolerante bunndyrformer og -arter. Steinfluer og andre -bunndyr som forbindes med god vannkvalitet er helt borte fra bekken. Resultater fra året før (2020) var tilsvarende, og data fra tidligere år har også vist at bekkeavsnittet er kraftig belastet i perioder (**figur 10**).



**Figur 10.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Steindalsbekken i årene 2013-2015. og 2019-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Bekkeløpet i nedre del av Steindalsbekken er tydelig nedslammet, og bekkens selvrensningsevne vurderes som langt overskredet. Det er omfattende forurensning til Steindalsbekken, uten at vi frem til nå har greid å peke konkret på hva dette er eller kilden til utslippene. Responser i bunndyringsamfunnet indikerer at det kan være punktutslipp av silo, gjødsel eller andre kraftige miljøforstyrrende utslipp. Steindalsbekken mottar avrenning fra intensivt drevet landbruk i nedbørfeltet, og det er potensielt flere punktutslipp fra diffuse kilder (bl.a. søppeldeponi, med ukjent innhold) til bekkeløpet ovenfor stasjonen. Øvre del av bekken (oppstrøms Bratsbergveien) har hatt «God» til «Svært god» økologisk tilstand tidligere (Bergan 2014, 2015). De siste års problemkartlegging viser at det er store utfordringer for vannmiljøet i bekken, fortrinnsvis fra Sandflatvegen og nedover, men også lenger oppe (punktutslipp fra rør nedstrøms Bratsbergveien). Videre er nedre del av bekken kanalisert og utrettet (eldre inngrep), og mangler et naturlig stein-/grus- bunnssubstrat, som også bør være til stede for å danne grunnlag for et mangfoldig og rikt bunndyringsamfunn. I 2022 vil innsatsen knyttet til problemkartlegging og kartfesting av utslipp intensiveres, samt at stasjonsområdet knyttet til bunndyringsundersøkelser vil utvides, for å komme nærmere årsaker til den svært dårlige økologiske tilstanden som Steindalsbekken befinner seg i.

### 5.3.2 Amundbekken og Solemsbekken

Amundbekken med sidevassdraget Solemsbekken munner til Nidelva ved Nordset. Vassdragssystemet er svært viktig som gyteområde for ørreten i Nidelva på strekningen Øvre Leirfoss til Nordsetfossen. Bekkeløpene har vært gjenstand for omfattende sikringsarbeid de siste årene, der hele nedre del av både Amundbekken og Solemsbekken er steinsatt og erosjonsikret. Enkelte vassdragspartier er styrket for gyting av ørret i den forbindelse, men for størstedelen av bekkene er det kun anvendt skutt-stein og store steinstørrelser, uten noen form for naturlig restaurering. Etter noen år med opphold i overvåkingen som følge av anleggsarbeidene med sikring av disse to bekkene, er det gjort bunndyringsundersøkelser de siste tre årene. I 2021 ble det opprettet til sammen fire stasjoner i Amundbekken og Solemsbekken. To stasjoner ble lagt til Amundbekken, der en er lokalisert i nedre del før munning til Nidelva (st. 34). Den andre stasjonen er lokalisert ovenfor samløp med Solemsbekken (st. 35). I Solemsbekken ble en stasjon anlagt i

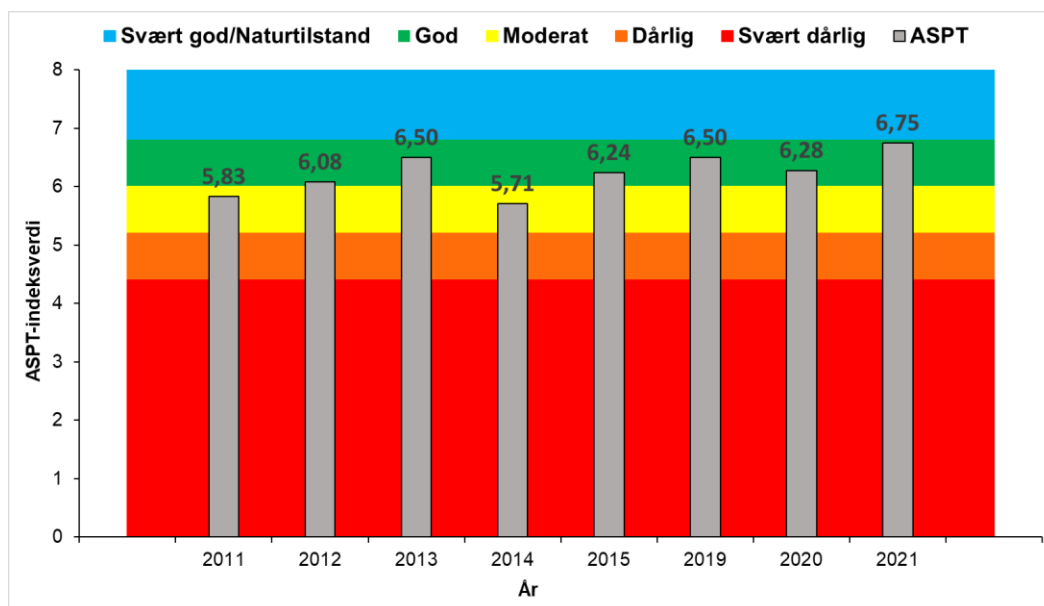
nedre del (st. 36), på et parti av bekken som er steinsatt og sikret, og en stasjon ovenfor sikret strekning (st. 37), like ovenfor krysningen til Amundsdalvegen (vei.nr. 6680). Her har bekken et intakt og urørt bekkeløp.

### Resultater i 2021

For alle fire stasjoner er resultatene tilfredsstillende i 2021, vurdert ved ASPT-indeksverdi, der økologisk tilstand klassifiseres til «God» for alle stasjoner i både Amundbekken og Solemsbekken. Det avdekkes likevel en svak gradvis nedgang i indeksverdien oppover i vannstrengen, slik man har påvist tidligere for begge vassdrag (Bergan 2016, Bergan 2017b). Dette er noe uventet, da skulle forvente motsatt respons i bunndyrfaunaen i begge vassdrag, da samlet belastning i teorien skal avta jo lengre opp man kommer i nedbørfeltet. Responsen kan skyldes at avrenning og belastninger (enten samlet avrenning eller punktutslipp fra et ovenforliggende landbruk/husholdninger) kommer inn på vassdragspartier like oppstrøms de øvre stasjonsområdene. Det er intensivt drevet landbruk med bratt helningsgradient ned mot begge bekkeløp ovenfor øvre stasjoner. Det er normalt at bunndyrfaunaen bedrer seg jo lengre unna man befinner seg et oppstrøms vann- og miljøskadelig utslipp. I Solemsbekken viser resultatene «God» økologisk tilstand i 2021. Det er også stor nedslammingsgrad i Solemsbekken i 2021, og dette gjelder begge de undersøkte stasjonene. For øvre stasjon skyldes dette som tidligere nevnt trolig landbruksavrenning eller utslipp fra husholdninger. Dyrkamark går helt ned til bekken, og tråkk fra kveg bidrar med partikkelbelastning. Det er også mulige punktutslipp til bekken på dette partiet.

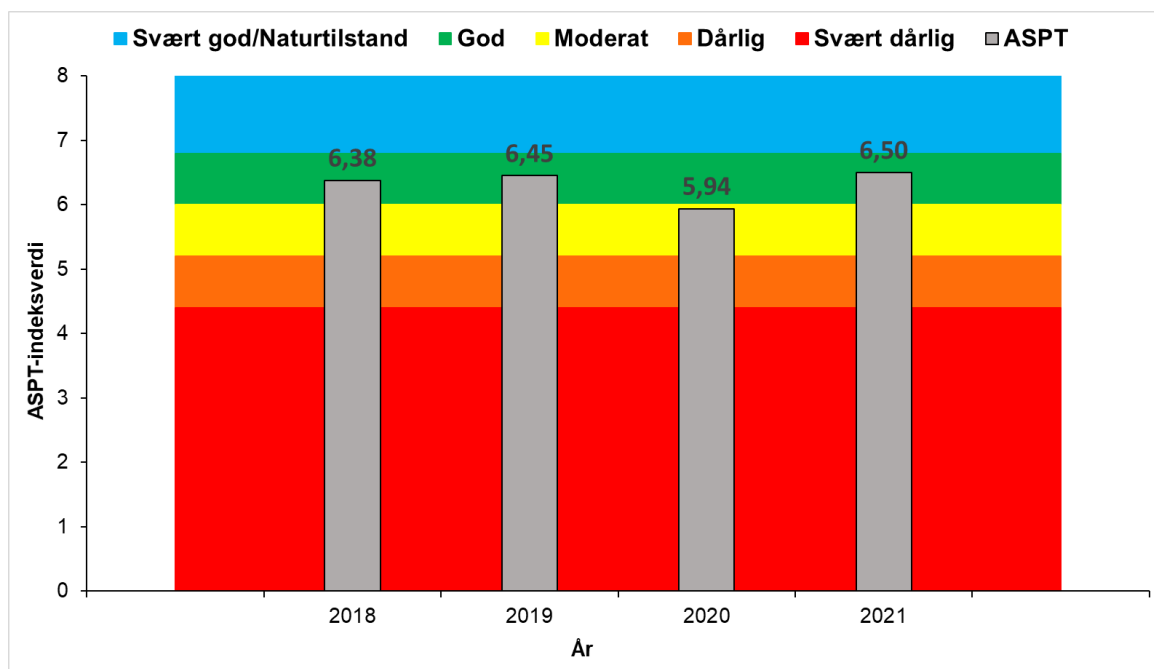
### Utvikling over tid

Utviklingen i økologisk tilstand i nedre del av Amundbekken de siste ti årene synes positiv (**figur 11**). Amundbekkens nedre deler, nedstrøms samtløp med Solemsbekken var tidligere (før erosjonssikring) sterkt preget av partikkelforurensning. Selv på lav vannføring og i tørre perioder var turbiditeten i vassdraget uvanlig høy, og sikten svært dårlig. Dette ga svært stor nedslamming av bekkebunnen. Dette er også et problem etter sikringen, men vesentlig mindre enn tidligere. Det er ingen stor forskjell i bunndyrsamfunnet mellom de to undersøkte stasjonene i 2021, og viser at Solemsbekken vannkvalitet og partikkelpåvirkning ikke lenger synes å være et like stort problem som tidligere. Resultatene fra Solemsbekken i 2021 forsterker dette inntrykket.



**Figur 11.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Amundbekken i årene 2011-2015 og 2019-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

I nedre deler av Solemsbekken, nedstrøms samløpet med Sandabekken, viser resultater fra tidsperioden 2018- 2021 også en relativt stabil og positiv utvikling (**figur 12**). Tidligere år, før sikringstiltakene, har imidlertid dette bekkepartiet hatt en svært belastet vann- og habitatkvalitet (Bergan & Arnekleiv 2009), med økologisk tilstand mellom «Dårlig» og «Svært dårlig».



**Figur 12.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Solemsbekken i årene 2018-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Solemsbekken har en forhistorie med store miljøskadelige landbruksutslipp (Klæbuposten 2013). I 2013 ble mye av denne strekningen kraftig forurenset av et punktutslipp av silosyre (**figur 13**), som medførte at ungfisk av ørret døde og bunndyrsamfunnet ble sterkt påvirket i flere år etter denne konkrete hendelsen. Videre har sidebekken Sandabekken vært en antatt belastningskilde på Solemsbekkens nedre deler. Denne bekken drenerer blant annet forbi golfbanen i Klæbu og Ulsetsanden deponi, men resipientundersøkelser i både 2014 og 2017 avdekket ingen store negative utslag i bekkens bunndyrsamfunn og vannøkologi (Aanes 2014, Bergan 2017b, Bergan 2018).

### Konklusjon

Selv om både Amundbekken og Solemsbekken viser en forbedring i vannmiljøet og bunndyrsamfunnet sammenlignet med status før sikringstiltak i vassdragene, observeres det tiltagende nedslamming i de restaurerte bekkeløpene etter endt anleggsperiode. Dette gjelder spesielt for Solemsbekken, men er også merkbart ved nederste stasjon i Amundbekken. Noe av årsaken kan forhåpentligvis knyttes til anleggsperiodens innvirkning på tilgrensende nedbørfelt, bekkeløp og vassdragskanter i bekkeløpene, som enda ikke har stabilisert seg og fått en velutviklet kantvegetasjon. Etter hvert som kantvegetasjon gror enda mer til, og bekkkantene stabiliserer seg, vil forhåpentligvis erosjon og avrenning av finstoff reduseres noe. Større grad av overheng fra vegetasjonen vil også gi mindre lysinnstråling, og forhåpentligvis bidra til mindre begroing/nedslamming. Ras- og utglidninger i begge bekkenes nedbørfelt opptrer hyppig, og bidrar også til økt partikkelbelastning og nedslamming i enkelte år. Situasjonen bør holdes under oppsikt, og videre overvåking vil avdekke utviklingen i begge vassdrag, slik at man kan iverksette ulike habitattiltak, dersom utvikling synes svært negativ og tilstanden blir kritisk dårlig. Det er helt avgjørende at problemer med nedslamming ikke får negativ effekt på viktige gyteområder for Nidelv-



ørret i Amundbekken og Solemsbekken. Stor ørret fra Nidelva (0,5-2 kg) vandrer hvert år opp og anvender Amundbekken, og til dels også Solemsbekken, som gyteområder.



**Figur 13.** Faksimile fra forsiden av Klæbuposten den 28. august i 2013, etter utslipp av silosyre til Solemsbekken dette året. Utslippet tok livet av det mest av vannlevende dyr i bekken nedstrøms utslippet, inkludert fisk og bunndyr.



## 5.4 Bekker i Bymarka

Bekker i Bymarka omfatter tilløps- og utløpsbekker fra vann som ble behandlet med rotenon høsten 2016. Hele eller store deler av disse bekkene ble påvirket av rotenonbehandlingen, men for noen av vassdragene ble de øvre bekketrekkninger ikke behandlet, og dermed ikke påvirket. Bekkene har for en stor del lite påvirkede nedbørfelt, og utgjør viktige kilder til rekolonisering av det biologiske mangfoldet nedstrøms påvirkete deler av vannforekomstene.

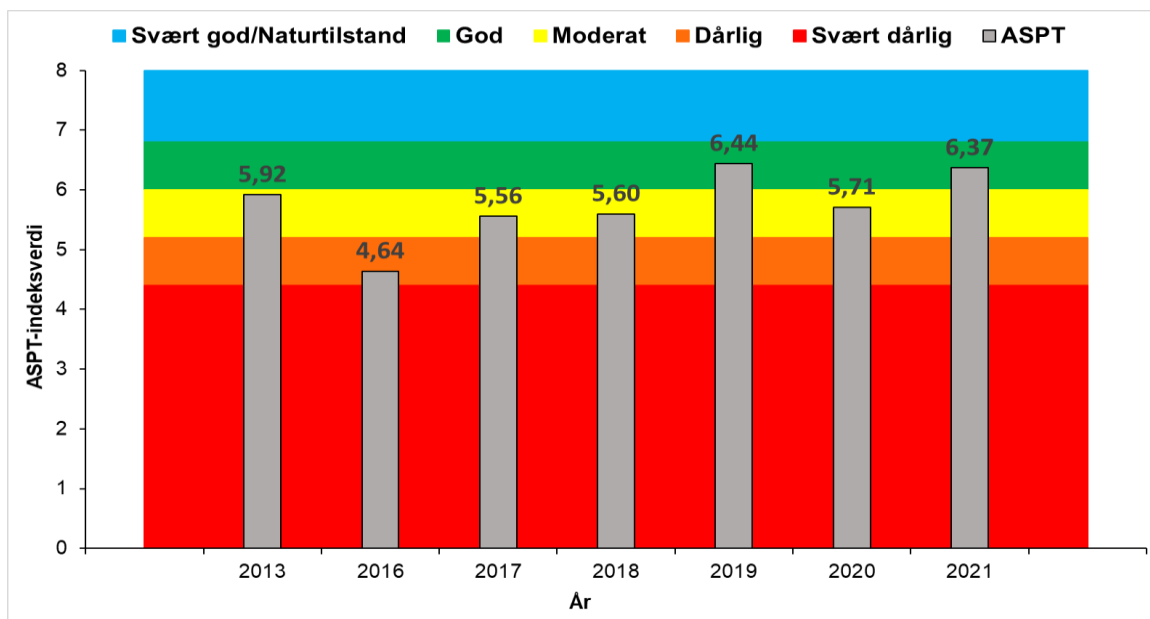
Resultatene for 2021 forsterker inntrykket fra de siste to årene (Bergan 2020, 2021), og viser at bunndyrsamfunnet langt på vei har blitt rekolonisert og tilsvarer situasjonen før rotenonbehandlingene i de undersøkte bekkene. Alle nøkkelarter og vanlig forekommende arter påvises igjen i alle bekkene. Dette skyldes som nevnt at vassdragene har nedbørfelt med få belastninger, lokalisert utenfor bebygde og urbane områder, og med god vannkjemisk og hydromorfologisk tilstand før rotenonbehandlingen, samt at enkelte ubehandlede strekkninger har bidratt med drift av bunndyr nedstrøms. Rikelig med grunnvannstilførsel kan også ha bidratt til giftfrie partier i rotenonpåvirkete bekketrekkninger, noe som kan ha bidratt til at enkelte bunndyrarter har overlevd eksponering av rotenon.

### 5.4.1 Kystadbekken

Det ble tatt prøver på en stasjon (st. 12) i midtre deler av Kystadbekken i 2021 (under Kystadbrua, se **figur 14**). Resultatene for 2021 viser «God» økologisk tilstand. Nøkkelarter blir igjen påvist etter rotenonbehandlingen i 2016, men det biologiske mangfoldet er noe redusert, men ikke veldig avvikende i forhold til før rotenonbehandlingen. Økologisk tilstand synes å ha stabilisert seg innenfor et miljømål etter rotenonbehandlingen (**figur 15**), og rentvannskrevende arter er godt representert i bunndyrmaterialet.



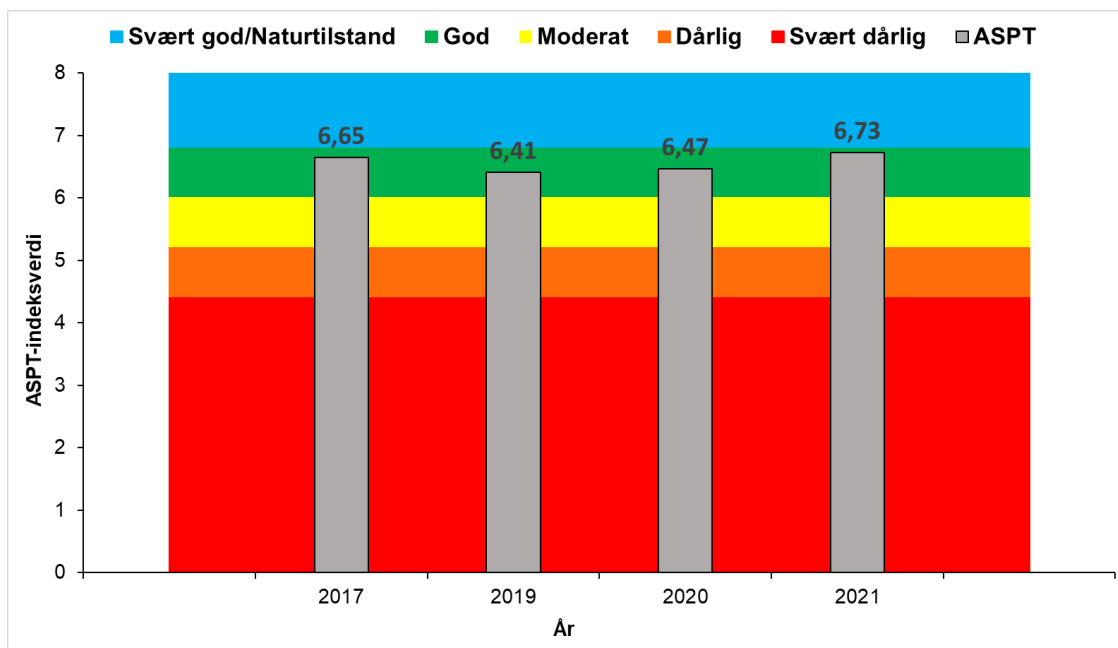
**Figur 14.** Kystadbekken og stasjonsområde under Kystadbrua. Foto: Morten Andre Bergan.



**Figur 15.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Kystadbekken i 2013 og årene 2016-2021. Data fra 2016 viser effekten av rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

#### 5.4.2 Bekk til Kyvatnet

Denne bekken munner ut i nordvestre ende av Kyvatnet, og kommer fra skogs- og myrområder ved foten av Bakliåsen, nord for boligområder ved Sigrid Johansens vei og Vinkelstien. Stasjonen i bekk til Kyvatnet (st. 13) ble lokalisert i nedre del, etter samløp med en grunnvannsrik sidebekk, om lag 130-140 meter før utløp i Kyvatnet. Resultatene i 2021 viste et bunndyrsamfunn uten tegn til belastning, og som er langt på vei rekolonisert etter rotenonbehandling i 2016. Data fra perioden 2017-2021 indikerer en stabil bunndyrsituasjon og minimum god økologisk tilstand nært opp mot «Svært god» økologisk tilstand (**figur 16**). All aktivitet i bekkens nedbørfelt må påse at denne tilstanden opprettholdes, da bekken er den eneste gytebekken for ørreten i Kyvatnet etter rotenonbehandling (Nøst 2020, 2021, Bergan 2020). Dersom inngrep eller forurensning ødelegger dagens status, vil en selvrekrutterende ørretbestand i Kyvatnet forsvinne i løpet av kort tid.

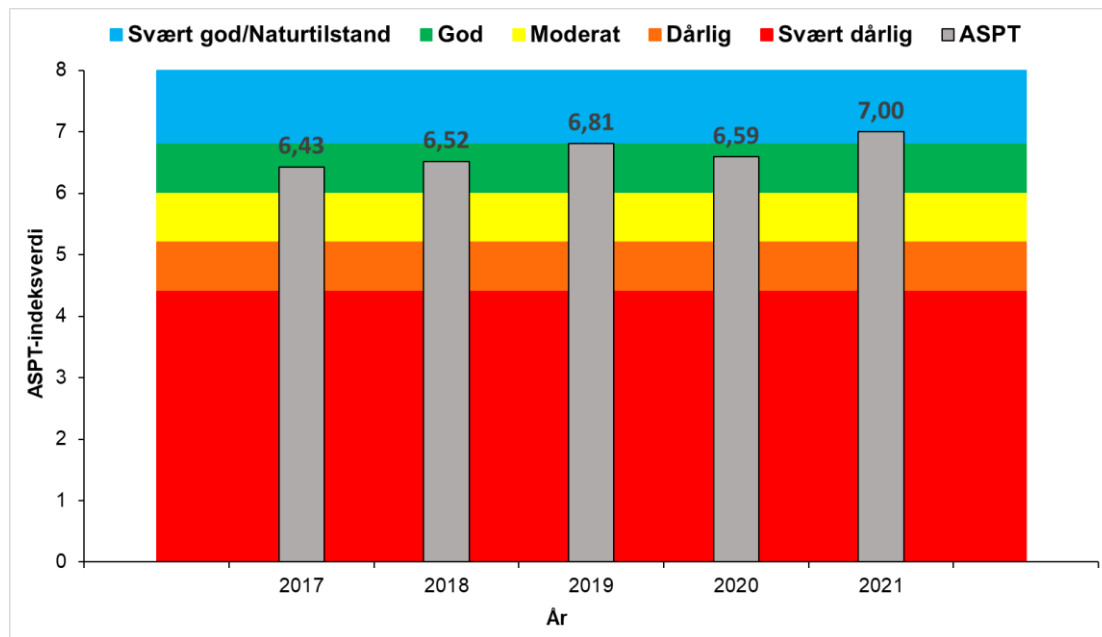


**Figur 16.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Bekk til Kyvatnet i årene 2017-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

### 5.4.3 Bekk til Lianvatnet

Denne bekken munner ut i nordre ende av Lianvatnet, og kommer fra lite berørte skogs- og myrområder øst for Solemsåsen. Noe boligbebyggelse tilkommer i nedre del av nedbørfeltet, men bekkeløpet ligger i et område som stort sett er lite berørt. Øvre deler og kildeområdene til denne bekken ble ikke utsatt for rotenonbehandling i 2016, mens de undersøkte bekkeavsnittene ble eksponert for rotenon. Stasjonen i bekk til Lianvatnet (st. 14) ble lokalisert nedstrøms kryssingen til Gråkallbanen, om lag 150 meter før munningen til Lianvatnet.

Resultatene i 2021 viste et bunndyrsamfunn uten belastning, og som er rekolonisert etter rotenonbehandling i 2016. Økologisk tilstand klassifiseres til «Svært god», som er en forbedring fra «God» året før. De siste fire års bunndyrundersøkelser etter rotenonbehandling viser en rekolonisert bunndyrfauna, med en relativt stabil høy ASPT-verdi (**figur 17**). Det biologiske mangfoldet er høyt, med tilfredsstillende andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper.



**Figur 17.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra bekk til Lianvatnet i årene 2017-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Bekken til Lianvatnet er den eneste gytebekken for den reetablerte ørreten etter rotenonbehandling (Nøst 2020, 2021, Bergan 2020). Høsten 2021 ble det observert tallrike forekomster av gytefisk (ørret) på flere kilo (**figur 18, t.v.**) langt oppe i bekken, også ovenfor kryssingen under trikken. Dette er vandrende ørret fra Lianvatnet. Dersom nye inngrep eller forurensning ødelegger dette, vil en selvrekutterende ørretbestand i Lianvatnet forsvinne innen kort tid.

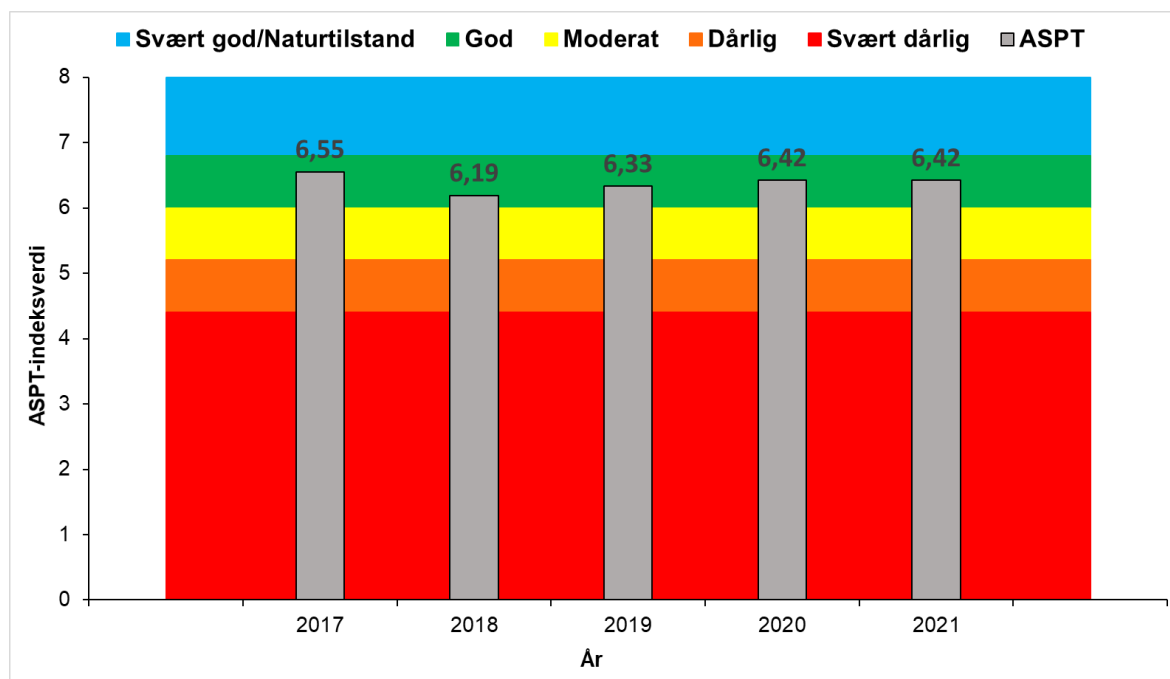
I 2021 registreres den husbyggende vårfluearten *Crunoecia irrorata* (**figur 18, t.h.**) i bekken for første gang. Denne arten er svært uvanlig nord for Dovre, og har (både nasjonalt og internasjonalt) sin nordlige utbredelsesgrense i Trondheimsområdet. I Norge ble arten for første gang påvist nord for Dovre i 2010 (Bergan 2015c), nærmere bestemt i bunndyrprøver fra Høstadbekken på Byneset.



**Figur 18.** Til venstre: Ørret på 2-3 kilo ble observert i bekken til Lianvatnet høsten 2021. Til høyre: Vårflua *Crunoecia irrorata* fra bunndyrprøven i bekken i 2021, fotografert gjennom stereolupe på NINAs laboratorier. Foto: @Morten Andre Bergan.

#### 5.4.4 Lianvassbekken (til Haukvatnet)

Denne bekken renner mellom vatna Lianvatnet og Haukvatnet. Begge vatn ble rotenonbehandlet høsten 2016, noe som betyr at hele bekkestrekningen ble kraftig påvirket av dette. Stasjonen i Lianvassbekken (st. 15) ble lokalisert like før munning til Haukvatnet. Resultatene viste et bunndyrsamfunn som er rekolonisert etter rotenonbehandling. Økologisk tilstand ble klassifisert som «God», med identisk ASPT-indeksverdi som fjoråret (**figur 19**), og synes å ha stabilisert seg godt innenfor et miljømål. Det biologiske mangfoldet er tilfredsstillende, med en høy andel rentvannskrevende bunndyrarter og grupper.



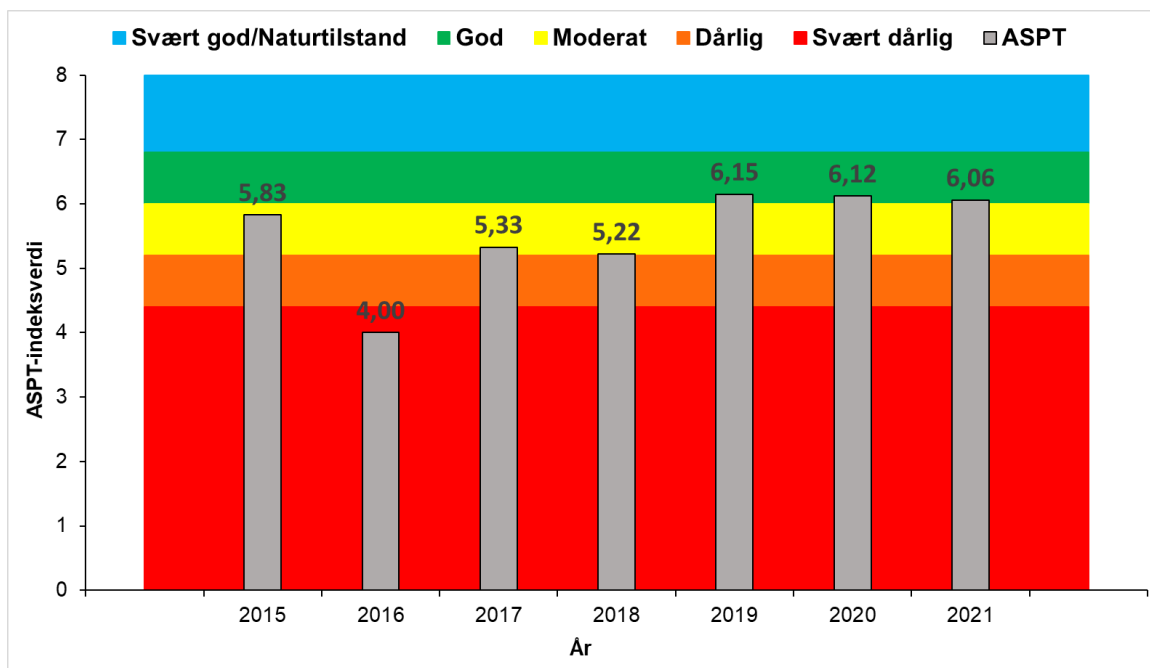
**Figur 19.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Lianvassbekken til Haukvatnet i årene 2017-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

#### 5.5 Ilabekken

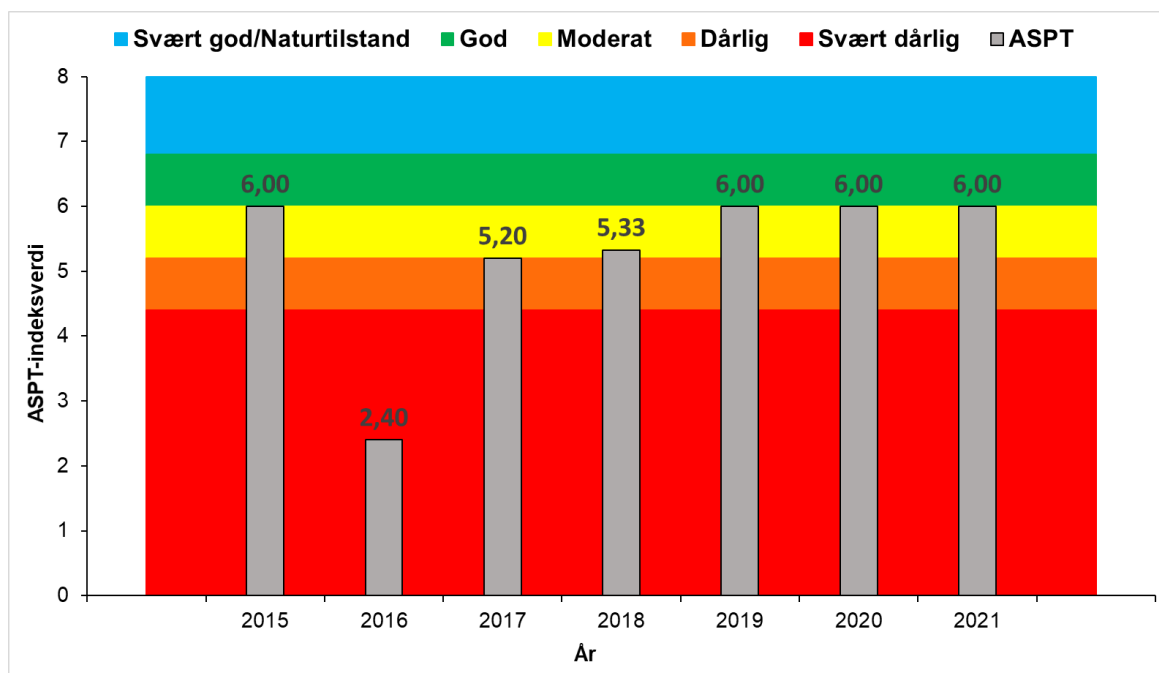
To stasjoner ble undersøkt i Ilabekken høsten 2021, der begge ble lokalisert i anadrom strekning (st. 16 -nedstrøms dam og st. 17 -oppstrøms dam) som tidligere år.

Den økologiske tilstanden klassifiseres til «God» ved begge stasjoner. Det høyeste mangfoldet påvises på nederste stasjon (st. 15). Resultatene fra 2021 viser samme trend som årene før for begge stasjoner, og er generelt sett positive med hensyn til både miljøtilstand og reetableringen av bunndyr etter rotenonbehandling. De fleste bunndyrarter har blitt påvist igjen for første gang etter behandlingen i løpet av de siste par årene. Den økologiske tilstanden er også langt på vei gjenopprettet etter rotenonbehandlingen i 2016, med ASPT-verdier som har stabilisert seg rundt «God» økologisk tilstand siste tre år (**figur 20** og **21**).





**Figur 20.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre anadrom strekning nedstrøms dam i Ilabekken i årene 2015-2021. Data fra 2016 viser effekten av rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



**Figur 21.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre anadrom strekning ovenfor dam i Ilabekken i årene 2015-2021. Data fra 2016 viser effekten av rotenonbehandling. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Til tross for stabile ASPT-verdier innenfor miljømålet siste to år, så synes det biologiske mangfoldet av EPT fortsatt å være noe redusert og varierende for Ilabekken som en helhet, sammenlignet med bunndyrdata fra før-tilstanden. Før rotenonbehandling hadde alle stasjoner i Ilabekken til dels stabilt høyt biologisk mangfold. Årsaken til at deler av Ilabekken bruker noe lengre tid for reetablering av bunndyrsamfunnet sammenlignet med enkelte andre vassdrag i Trondheim er usikker. Kanskje mottok vassdraget svært kraftige doser av rotenon, eller det skjedde mindre uttynning, som følge av at Ilabekken har mindre vanntilsig fra rene tilløpsbekker/grunnvannstilførsel. Dette kan ha gitt større giftvirkning i Ilabekken sammenlignet med andre vassdrag med større grunnvannstilførsel eller vannrike sidebekker. Videre kan noe av årsaken også trolig knyttes til de ulike menneskeskapte belastningsfaktorene og endringene som gjelder for vassdraget. Dette er forhold som også gjør at bunndyrsamfunnet ikke synes å oppfylle forventninger lik naturtilstanden. Belastningene varierer fra år til år, med eksempelvis spyleflom høsten 2019, episodiske tørrlegginger av bekkeløpene (som følge av graving av vannledning, brudd på vann-/avløpsledninger, vedlikehold av demninger i nedbørfeltet eller andre gravearbeider nært knyttet til vassdraget). I tillegg bærer restaureringen i nedre del av bekken et noe kunstig, svært parkmessig preg, uten noen form for kantvegetasjon, som aktivt holdes nede hvert år. Dette kan også medvirke til et lavere mangfold av bunndyr og/eller lengre rekoloniseringstid. Bunndyrsamfunnets evne til å rekolonisere tilbake til før-tilstanden, både i tallrikhet (bunndyrproduksjon) og mangfold (artsrikhet) vil være viktig bl.a. for reetablering av ørret-/sjørretbestanden i vassdraget. Næringsgrunnlaget gjennom året må være til stede for at disse bestandene skal ha livsvilkår. Med hensyn til sistnevnte, anses føde- og byttedyrgrunnlaget å være tilfredsstillende reetablert for Ilabekkens ungfiskbestand av ørret (både sjørret, men også bekkørret ovenfor fossen ovenfor Hanskemakerbakken).

## 5.6 Bekker som drenerer til fjorden på Byneset og i Gaulosen

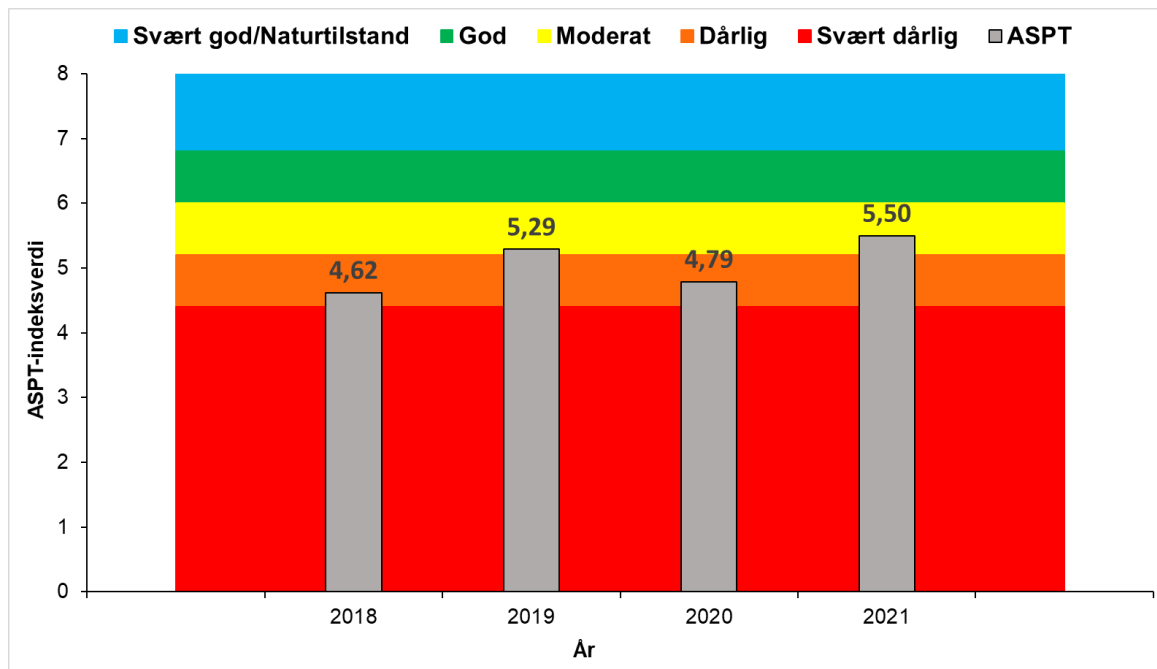
### 5.6.1 Ristelva/Høstadbekken

En sikret og steinsatt øvre del av Ristelva (st. 18) ved Granegga nedstrøms Medhaugveien ble undersøkt i 2021. Stasjonen er undersøkt hvert år siden 2018, etter sikringstiltak. Stasjon 19 er lokalisert oppstrøms dette området, ved Brenslan, på en ras-sikret (men naturlig restaurert i etterkant) tilløpsgrein av Ristelva-systemet kalt Høstadbekken. Stasjonen i Høstadbekken ble undersøkt første gang i 2012, etter det store leirraset på Byneset, og er undersøkt hvert år fra 2014 til 2021, med unntak av 2017.

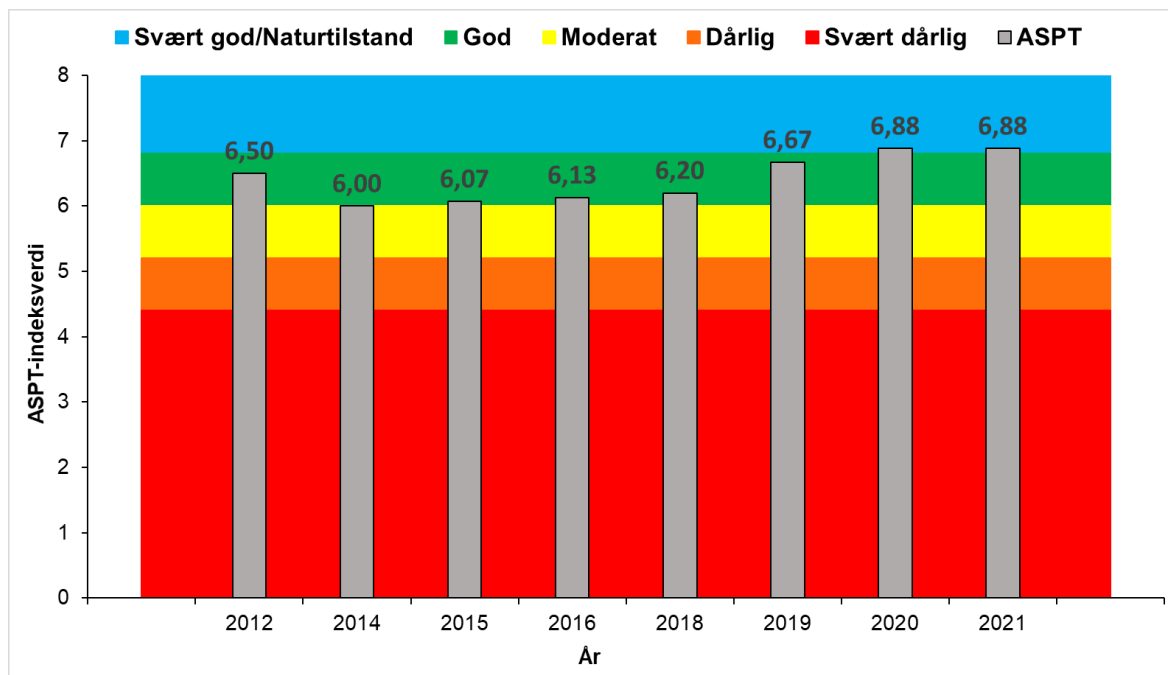
Resultatene viser at den økologiske tilstanden ved øverste stasjon (st. 19) er «God». Bekkepartiet har et rikt biologisk mangfold med tilfredsstillende bunndyrproduksjon, der andelen rentvannskrevende bunndyrarter og former er tilfredsstillende. Ved den nedstrøms stasjonen 18 reduseres den økologiske tilstanden til «Moderat». Bunndyrfaunaen er svært tallrik, og domineres av tolerante bunndyrformer, der spesielt rentvannskrevende steinfluer og eutrofieringsfølsomme bunndyrformer er lite representert på dette bekkepartiet.

Forskjellen i økologisk tilstand, og bunndyrfaunaens strukturelle/funksjonelle sammensetning mellom disse to stasjonene er og har vært svært stor siden 2018 (**figur 22** og **23**), tross at de ligger relativt nær hverandre i avstand. Det er kun litt over 900 meter mellom de to undersøkte stasjonene. Dette indikerer at det skjer betydelig belastning på denne korte strekningen. Forskjellen kan trolig knyttes til flere samvirkende årsaker, men grundigere problemkartlegging må gjennomføres for å komme nærmere en sikker vurdering av dette. Mellom stasjonene foregår et betydelig tråkk av beitedyr (kveg) i bekkeløpet, som vil ha størst negativ effekt på stasjon 18. Videre er det nylig avdekket kraftig avrenning av turbid vann og stor partikkelforurensning fra gravearbeider/massedeponi nært bekkeløpet mellom stasjon 18 og 19, med punktutslipp via en liten sidebekk til Ristelva/Høstadbekken. Partikkelpåvirkning og nedslamming herfra påvirker derfor kun stasjon 18. Samtidig har stasjonsområde 18 ikke utviklet kantvegetasjon etter sik-

ringstiltaket, slik at det er full lysinnstråling til bekkeløpet, noe som ved økt innhold av nærings-salter kan gi akselerert begroing av slamdekt substrat. Det har vært synlig mer nedslamming og begroing i bekkeløpet ved stasjon 18 sammenlignet med stasjon 19 de siste årene. Ved stasjon 19 har oretrær og busker nå vokst seg høye nok til å gi skygge etter restaureringen, noe som motvirker eutrofieringseffekter knyttet til et forhøyd næringssaltinnhold i vannet.



**Figur 22.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Ristelva ved Granegga, nedstrøms Medhaugveien, i årene 2018-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



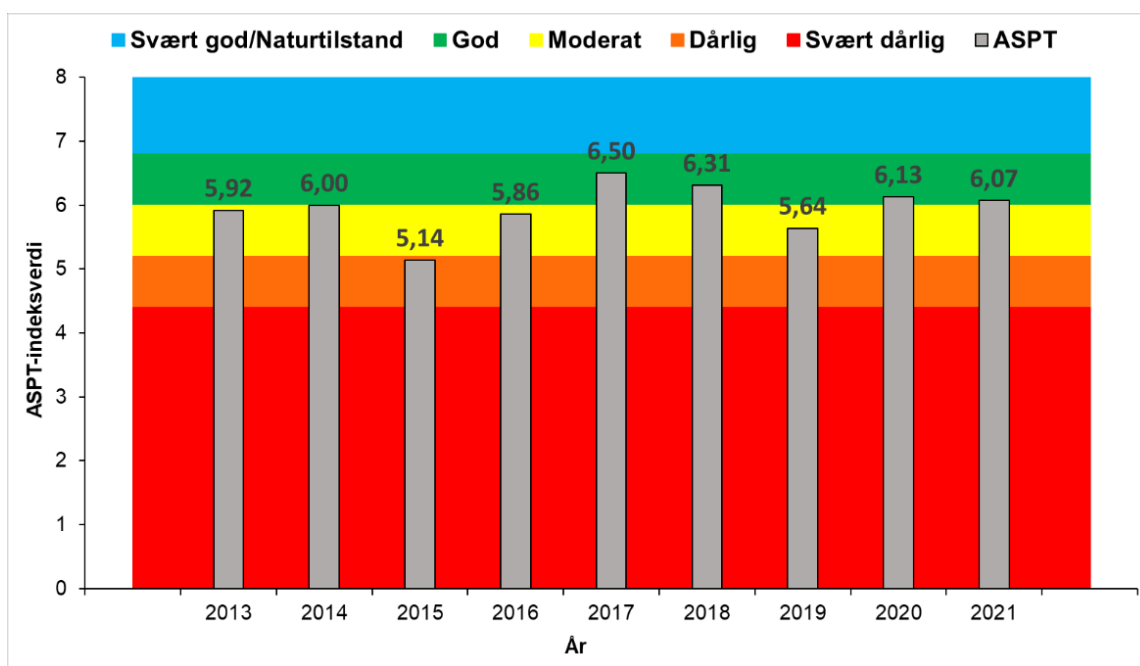
**Figur 23.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre del av Ristelva/Høstadbekken ved Brenslan i årene 2012 og 2014-2021. Grensenivå for «God økologisk tilstand» er 6,0.

## 5.6.2 Eggbekken

Eggbekken ble prøvetatt på to stasjoner i 2021 tilsvarende de siste årene, med en stasjon (st. 20) nedstrøms Fv 707 og samløp med forurensningskilden Ustbekken, og en stasjon i øvre anadrom strekning (st. 21).

Begge stasjoner i Eggbekken oppnår «God» økologisk tilstand, med ASPT-verdier som ligger så vidt over 6,0 i nedre del, og 6,64 i øvre del. Ved øvre stasjon i Eggbekken er resultatet for 2021 tilsvarende tidligere års tilstandsklassifiseringer. Det biologiske mangfoldet er noe redusert på begge stasjoner, og stasjonen i nedre del har noe forskjøvet dominansforhold mot nedslammings- og forurensningstolerante bunndyrarter. Nedre del har fått noe bedret habitatkvalitet de senere år, som følge av utlegging av elvestein og -grus, som har gitt mer skjul og hulrom for bunndyr. Dette har også positiv effekt for biologisk mangfold, i tillegg til å forbedre gytemulighetene for sjørret. Bekkebunnen ved stasjonen var svært nedslammet i årene før tilførsel av nytt substrat, og bar preg av langvarig partikkelbelastning.

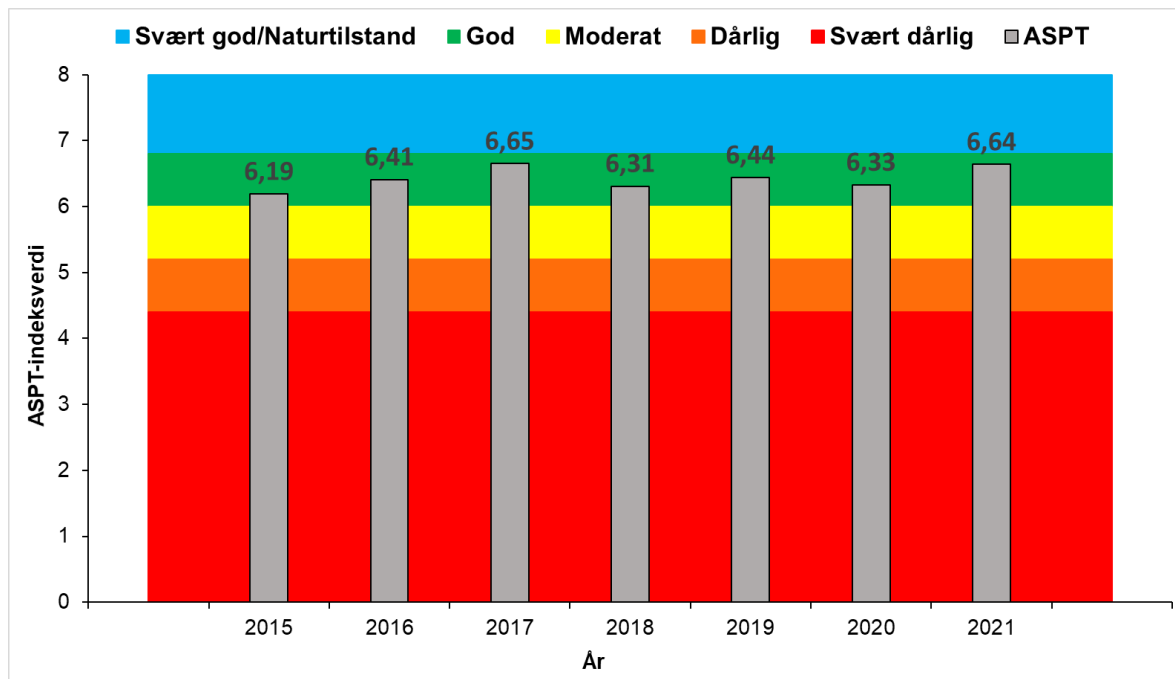
Reduksjon i økologisk tilstand i nedre del av Eggbekken i enkelte år (**figur 24**) har vært knyttet til stor erosjonstilførsel av slam-/finpartikler, massetransport og annen forurensning, spesielt fra Ustbekken. Det har blitt tilført store mengder sedimenter (slam og finpartikler) etter at det har pågått anleggsarbeid og etablert deponi nært Ustbekken. Hendelser ved Eggbekken pumpestasjon har også forekommet, der sanitærvann (kloakk) har lekket til bekken ovenfor stasjonen. Samtidig er det konsekvent høstpløying i både Eggbekkens og Ustbekkens nedbørfelt, med bratt gradient ned mot bekkeløpene. Dette bidrar med tilførselen av næringsalter, forurensning, masse- og erosjonsproblematikk i perioden mellom høst til neste vår/sommer, som utgjør en stor vannøkologisk risiko for Eggbekken.



**Figur 24.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra nedre del av Eggbekken nedstrøms samløp med Ustbekken i perioden 2015-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Tilstanden i øvre anadrom strekning av Eggbekken er jevnt over bedre sammenlignet med nedre del, noe som kan tilskrives at Ustbekken kommer inn mellom stasjonene, og påvirker nedre del

negativt. Utviklingene i øvre del er stabil og positiv, med ASPT-verdier innenfor miljømålet «God» økologisk tilstand i alle undersøkelsesårene i perioden 2015-2021 (**figur 25**).

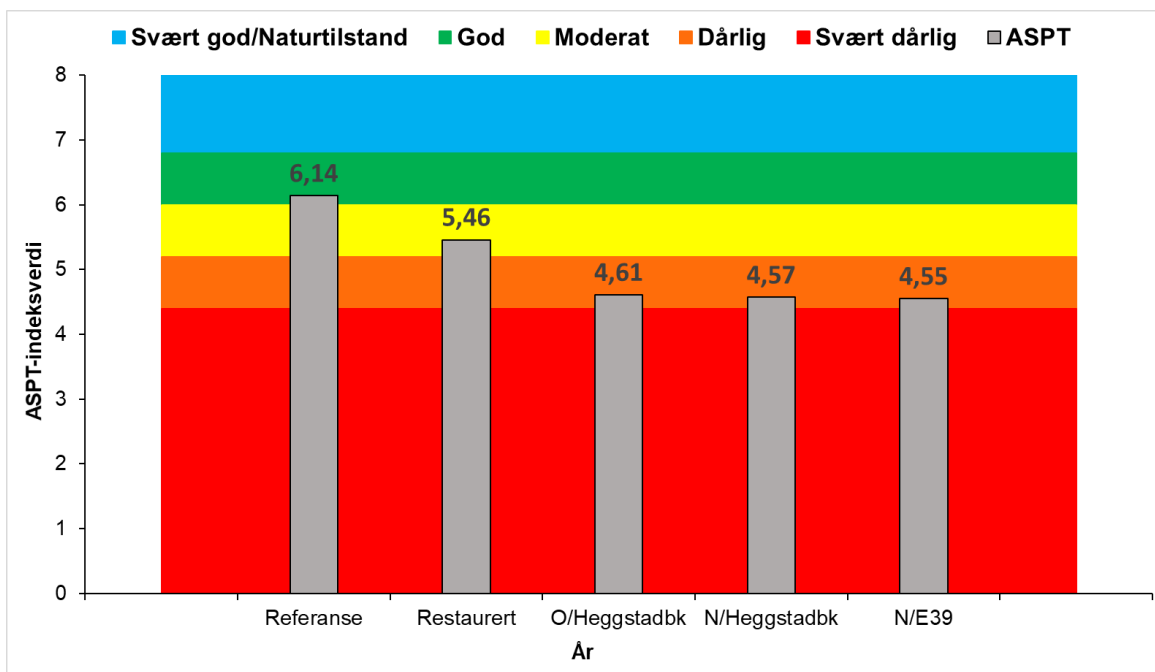


**Figur 25.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra øvre del av Eggbekken oppstrøms Ustbekken i perioden 2015-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

### 5.6.3 Søra med Heggstadbekken

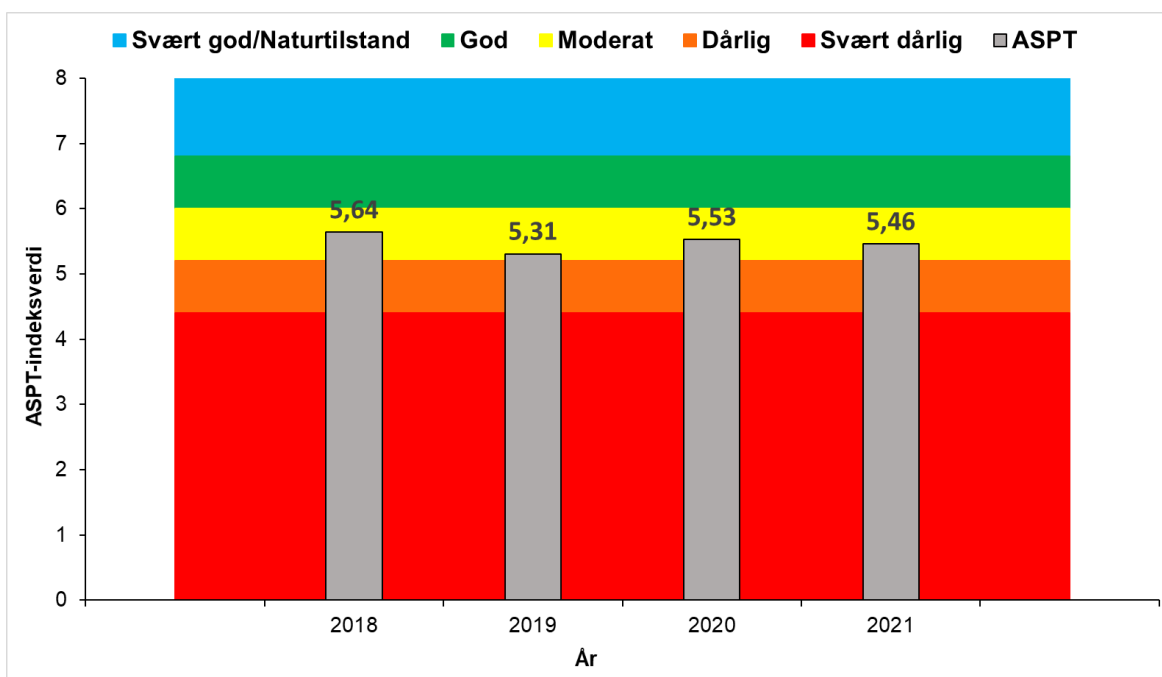
I 2021 ble Søra og tilløpsbekken Heggstadbekken undersøkt med et utvidet stasjonsomfang. Det ble undersøkt til sammen fem stasjoner i Søra (st. 22-26) langs gradienten fra øvre del ovenfor Stabbursmoen skole ned til strekninger nedstrøms E39.

Resultatene fra undersøkelsene i Søra høsten 2021 viser en kraftig forverring av økologisk tilstand nedover i vassdraget. Fra å ha «God» til «Moderat» økologisk tilstand i øvre del av bekken ved st. 25 og 26, reduseres tilstanden gradvis nedover bekken, til «Dårlig», og nært «Svært dårlig» på stasjoner videre nedstrøms (**figur 26**). Årsaken er kraftig nedslamming av bekkesubstratet, som starter hovedsakelig fra og med et punktutslipp omtalt i Bergan (2021). Nedslammingen i Søra forverres nedover ytterligere etter samløp med Heggstadbekken og videre ned mot Klettområdet, der også den partikkelpåvirkede Lersbekken og andre punktkilder fører til svært stor samlet vannkjemisk belastning og partikkelpåvirkning. Det er stort press på nedbørfeltet til Søra, med stadig økende aktivitet, som gir uvanlig stor partikkelavrenning og tilførsel av generell forurensning.



Figur 26. ASPT-indeksverdi på undersøkte stasjoner i Sørå i 2021.

Øvre restaurert strekning nedstrøms Heimdal sentrum (st. 25) har innslag av steinfluer og større biologisk mangfold, og oppnår «Moderat» økologisk tilstand, med kun små avvik fra miljømålet. Tilstanden synes stabilisert på «Moderat» økologisk tilstand de siste fire årene etter restaurering (figur 27).



Figur 27. ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra Sørå nedstrøms Heimdal sentrum i årene 2018-2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

Ved referansestasjonen i Søra, ovenfor Stabbursmoen skole (st. 26), er det få tegn til næringsaltanrikning eller organisk belastning. Bekkestrekningene har flere følsomme steinfluearter og annet rentvannskrevende mangfold. Det er imidlertid svært lite døgnfluer (*Baetis* sp.) ved stasjonen, og en tilnærmet kollaps sammenlignet med stasjonen lenger nedstrøms i Søra. Dette er svært uventet, og årsaken er ikke kjent. Vanlige døgnfluearter i Søra (i slekta *Baetis* sp., eksempelvis *Baetis rhodani* og *Baetis muticus/niger*) er følsomme for blant annet pH-endringer, tungmetaller og flere typer miljøgifter (kjemikalier/oljeforbindelser o.l.). Søra kommer fra myrområder med naturlig lav pH, og dersom det er utført gravearbeider eller lignende aktiviteter i dette nedbørfeltet, kan dette ha gitt «surstøt» til bekken, med pH-reduksjon, som har påvirket døgnfluene. Det ble påvist rogn fra ørret i bunndyrprøven fra stasjonen, slik at en eventuell hendelse knyttet til lavere pH synes ikke å ha påvirket den stasjonære bekkørretbestanden som lever i området (figur 28).



**Figur 28.** Rogn (t.v.) ble påvist i bunndyrprøvene fra stasjonen (t.h.) i Søra ovenfor Stabbursmoen skole. Foto: @Morten Andre Bergan

### Heggstadbekken til Søra

I 2021 ble det undersøkt to stasjoner i Heggstadbekken tilsvarende året før. Nederste stasjon ble lagt på strekningen mellom fangdam i Heggstadbekken og samløp med Søra (st. 28). Øvre stasjon ble lagt på strekninger ovenfor fangdammen (st. 27). Resultatene fra 2021 er grundigere omtalt, med resipientvurderinger, i et NINA-prosjektnotat 334 (Bergan 2021b). Under følger en kort oppsummering av dette notatet:

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene i Heggstadbekken i 2021 er relativt lik året før (Bergan 2020b), og viser at vannkvaliteten i bekken er forbedret (biologisk sett), sammenlignet med status ved tidligere undersøkelser i 2018 (Bergan 2019b). Døgnfluer i slekten *Baetis* sp. er tilbake i bekken på begge undersøkte stasjoner, og er til dels svært tallrike og representert med flere ulike arter. Døgnfluene er produsert i bekken, og stammer ikke fra drift ovenfra eller oppvandring fra Søra. Resultatet knyttet til døgnfluer er det sikreste biologiske beviset på at tidligere påvist betongforurensning eller annen miljøgiftig avrenning (tungmetaller og pH-forstyrrelser) fra det ovenforliggende industriområdet, nå er sanert. Bunndyrgruppen døgnfluer, og spesielt Baetidaer, er en indikatorarter som er sårbare for slike belastninger, som fort forsvinner dersom dette er til stede. Det var nettopp fravær av døgnfluer som avdekket at betongforurensningen hadde biologiske konsekvenser i Heggstadbekken ved undersøkelsen i 2018 (Bergan 2019b). Videre er det kommet tilbake en mer velutviklet og mangfoldig bunndyrfauna bestående av flere taksa sammenlignet med forrige undersøkelse, der bunndyrfaunaen nå begynner å ta en form slik man opprinnelig forventet skulle skje etter steinsetting og nytt bekkeløp. Det biologiske mangfoldet, uttrykt ved samlet antall døgn-, stein- og vårfluer (EPT), har også økt vesentlig, fra hhv. to og fire ulike taksa ved undersøkelsen i 2018, til 10 og 11 i 2020, og 12 og åtte nå i 2021. Dette er en



positiv utvikling. Flere av de artene som ble funnet i 2011 (før steinsetting, se Bergan 2012) påvises nå i Heggstadbekken. Enkelte følsomme bunndyrgrupper og arter er fortsatt fraværende, for eksempel rentvannskrevende steinfluearter, som er normalt forekommende i alle små vassdrag i regionen, ved lav belastningsgrad i nedbørfeltene. Disse steinflueartene har heller ikke blitt funnet i nedre del av hovedresipienten Søra de siste årene, og har samme årsakssammenheng som i Heggstadbekken. Resultatet er at man ikke oppnår vesentlig bedring i økologisk tilstand, som i 2021 klassifiseres til hhv. «Dårlig» og «Svært dårlig» for nedre og øvre del av Heggstadbekken. Mye tyder på at det fortsatt er for mye transport av finstoff og slam i bekken (partikkelforurensning), med kilder fra øvre del av nedbørfeltet og industriområdet. Som for Lersbekken (Bergan 2020), utgjør derfor Heggstadbekken en belastningskilde av slam og finstoff til Søra. For mer detaljerte vurderinger av resultater fra Heggstadbekken, med figurer og tabeller knyttet til bunndyrundersøkelsene og funksjons-/tiltaksvurderinger knyttet til en etablert fangdam (figur 29), vises det til Bergan (2021b).



**Figur 29.** Utvikling i fangdam i Heggstadbekken fra høsten 2016 og fram mot status etter slam-suging høsten 2021. Foto fra samme sted, med retning oppover bekkeløpet. Foto: Morten Andre Bergan.

## 5.7 Bekker som drenerer til øvre del av Nidelva i Klæbu

I 2021 er vassdrag som drenerer til Nidelva i tidligere Klæbu kommune inkludert i bunndyrundersøkelsene. Fra og med 2020 ble Klæbu og Trondheim slått sammen til en kommune, slik at vassdrag i tidligere Klæbu nå er innlemmet i Trondheim kommunes vannovervåkingsprogram.

### 5.7.1 Tullbekken

Tullbekken munner ut i Nidelva ved Forset og drenerer et større nedbørfelt på vestsiden (9,2 km<sup>2</sup>). Det finnes flere deponier oppover vassdraget, samt at det noe dyrkamark og beitedyr i deler av vassdraget (Nøst 2022). Det er stor aktivitet med masseuttak og gravearbeider i nært bekkens, og risikoen for økende avrenning av finpartikler og slam er overhengende frem i tid. Tullbekken ble undersøkt med bunndyrundersøkelser for første gang i 2021 i regi av Trondheim kommunes vannovervåkingsprogram. Tidligere er bekkens nedre del beskrevet å ha dårlig miljøtilstand på bakgrunn av bunndyrprøver (Bergan & Arnekleiv 2009).

I 2021 ble det etablert to stasjoner i Tullbekken, henholdsvis nedre del før samløp med Nidelva (st. 38) og øvre del (st. 39), ovenfor alle kjente belastninger til bekkens. Nedre del av Tullbekken klassifiseres til «God» økologisk tilstand, med ASPT-verdi på 6,4. Det biologiske mangfoldet synes tilfredsstillende, men samtidig noe redusert, spesielt sammenlignet med øvre stasjon. Det er også synlig mer nedslamming av bekkens bunnen i nedre del sammenlignet med øvre strekninger. Øvre del av Tullbekken har tilnærmet naturtilstand hos bunndyrsamfunnet, der bekkeløpet er urørt og uten nedslamming, med svært god habitatkvalitet. Den økologiske tilstanden klassifiseres til «Svært god/Naturtilstand», med en ASPT-verdi på 7,22.

Som følge av stor planlagt aktivitet i Tullbekkens nedbørfelt i årene som kommer, både i forhold til deponiplaner og veiutbygging, vil Tullbekkens nedre del innlemmes i overvåkingsprogrammet for bunndyr i kommunen. Disse årlige bunndyrundersøkelser fortsetter derfor i 2022. Tullbekkens nedre del er et svært viktig gyteområde for ørreten i Nidelva, og vil tape verdi og funksjon dersom graden av nedslamming øker i vassdraget.

### 5.7.2 Storvollbekken (Håggåbekken/Haugdalsbekken)

Denne bekkens har mange navn. I Berger mfl. (2008) og Bergan & Arnekleiv (2009) omtales bekkens som Haugdalsbekken. Andre navn på kart er Storvollbekken og Håggåbekken. I Vann-Nett er bekkens, etter samløp med to sidegreiner, definert til vannforekomst 123-588-R Storvollbekken. Storvollbekken har sitt utspring fra tjern og myrområder (sør-)vest for Klæbu sentrum. Bekken renner på sørvestsiden av Klæbu sentrum og passerer mellom Storvollen og Øver-Eidstu, før den munner i Nidelva om lag 600 meter nedenfor Svean bru. Bekken er i utgangspunktet 3-5 meter bred, har sikker helårsavrenning. Storvollbekken har nylig (2018/2019) gjennomgått store endringer i bekkeløpet, med omfattende sikringstiltak av NVE, delvis restaurering og anleggning av dammer på partier omkring Sveanvegen (veinr. 6680) og oppover mot Børjavegen (figur 30).



**Figur 30.** Storvollbekken og partier som nylig har gjennomgått rassikring og restaurering. Flyfoto fra 2019. Flyfoto: <https://kart.finn.no/>

I 2021 ble det undersøkt en stasjon i Storvollbekken, lokalisert i restaurert strekning av bekken oppstrøms Sveanvegen (st. 43). Her oppnås en ASPT-verdi på 6,18, som tilsvarer en klassifisering til «God» økologisk tilstand. Samtidig er BMWP-indeksen på 105, og det biologiske mangfoldet av EPT er 16, som er noe lavere enn forventning til naturtilstand. Resultatet er relativt tilfredsstillende vurdert fra miljøbedømmingsindeksene, og indikerer en god miljøkvalitet på de restaurerte bekkestrekningene i Storvollbekken.

Fra fjoråret er det kjent at det kommer inn større belastninger i Storvollbekken etter at den passerer Sveanvegen nedstrøms stasjonsområdet for 2021 (Bergan 2021). Bekkeløpet i nedre del bærer preg av framskredet nedslamming, i tillegg til at bekkebunnen ikke har naturlig elvestein. Dette bekkepartiet er nylig plastret utelukkende med skutt stein av NVE, som ikke er vannøkologisk og biologisk gunstig. Faglig vurdert synes kombinasjonen av uhensiktsmessig steinsetting og økt belastning (partikkelbelastning og forurensing) å være forklaringen på stor tilstandsreduksjon i bekkens bunndyrfauna over en kort distanse. Steinsettingen gjorde eksempelvis at bekkepartier nedstrøms Sveanvegen gikk helt tørr sommeren 2020 (**figur 31**, til venstre), og samme år ble det observert ødelagte rundballer i bekkeløpet (**figur 31**, til høyre). Det er også blant annet et punktutslipp like nedstrøms Sveanvegen, som vurderes å utgjøre en potensiell risiko, spesielt i perioder med mye nedbør og overløpsfare for det som måtte være av påkoblinger til dette røret. Videre overvåking vil avdekke om situasjonen er stabil, forverrer seg eller blir bedre, etter hvert som det restaurerte bekkeavsnittet får stabilisert seg og kantvegetasjon vokser til.



Storvollbekken har de siste årene fått dokumentert en status som svært viktig gytebekk for vandrende nidelvørret, gjennom både ungfisktellinger og registrering av gytegroper (Bergan, upubliserte undersøkelser). Se Bergan (2021) for bilder og mer detaljerte opplysninger. Det dokumenteres at ørret fra Nidelva på flere kilo brukes vassdraget til gyting.



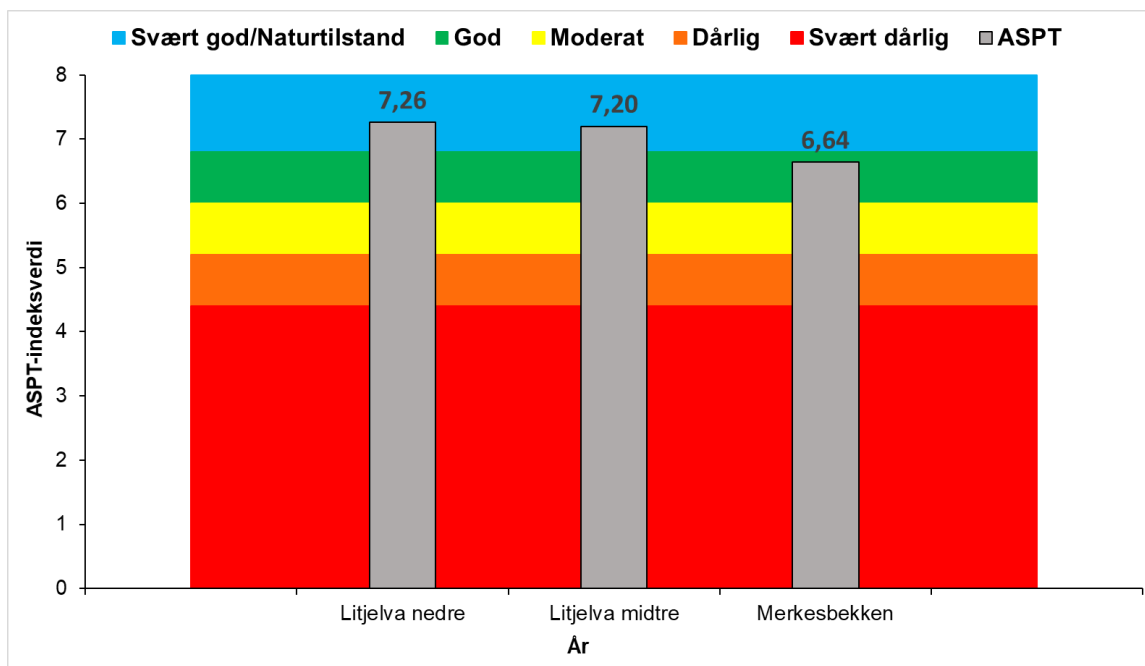
**Figur 31.** Til venstre: Det nylig steinsatte bekkeløpet i Storvollbekken like nedstrøms Sveanvegen. I perioder uten nedbør går bekkeløpet tørt, noe som er svært ugunstig for ørret fra Nidelva på gytevandring om høsten. Til høyre: Rundballer ligger strødd i det tørre bekkeløpet nedstrøms Sveanvegen. Foto: @Morten Andre Bergan.

### 5.7.3 Litjelva (Litlelva) med Merkesbekken

Litjelva, også kalt Litlelva eller Vullubekken, munner til Nidelva ved Svean på motsatt side av Løkaunet kraftverksutløp, om lag 1,3 kilometer ovenfor Svean bru. Litjelva er grundig problemkartlagt og fiskebiologisk undersøkt i 2020 (Bergan & Nøst 2020). I forbindelse med de fiskebiologiske undersøkelsene av Litjelva i 2020, ble det også gjennomført bunndyrundersøkelser på tre stasjoner i vassdraget. Undersøkelsene ble gjennomført med formål å avdekke eventuelle effekter på vannøkologi og bunndyrfauna av nylig gjennomførte inngrep og endringer, som sommeren/høsten 2020 hadde gitt synlig stor nedslamming i elva. Dette var i tillegg inngrep som stengte for oppvandring av ørret fra Nidelva samme år (Bergan & Nøst 2020).

I 2021 ble det gjennomført bunndyrundersøkelser på en stasjon i nedre del av Litjelva (st. 40), og en stasjon i midtre del (st. 41). Videre ble det undersøkt en stasjon i Merkesbekken, som drenerer forbi/gjennom Vassfjellet skisenter. Denne bekken ble undersøkt i 2021 fordi den er dokumentert som et svært viktig gyteområde for ørreten i Nidelva (Bergan & Nøst 2020), og at nylig igangsatt arbeider med parkeringsplasser til Vassfjellet skipark synes å ha ødelagt bekkens opprinnelig vassdragskvaliteter.

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene i Litjelva 2021 viser generelt sett at elva har en svært artsrik og mangfoldig bunndyrfauna, bestående av stor andel rentvannskrevende bunndyrarter og former. Økologisk tilstand klassifiseres til «Svært god/Naturtilstand» ved begge undersøkte stasjoner høsten 2021 (figur 32). Merkesbekken oppnår «God» økologisk tilstand i 2021 på bakgrunn av ASPT-verdien (figur 32), til tross for omfattende ødeleggelser av bekken, og stor grad av nedslamming over kort tid i løpet av 2021 (Nøst 2022).



**Figur 32.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra tre stasjoner i Litjelva og Merkesbekken i 2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.

For Merkesbekken viser ASPT-verdien trolig en noe misvisende tilstandsklassifisering, men man kan trolig utelukke en større vannkjemisk påvirkning etter anleggsarbeidet i og ved bekken. Påvirkningen er kun knyttet til gjenøring av bekkedunnen og nedslamming (fysisk/mekanisk belastning) etter stor partikkeltilførsel. Både antall bunndyr per prøve, biologisk mangfold og BMWP-verdien er noe lavere enn forventning, men dette synliggjøres ut fra ASPT-indeksverdien alene. Det er ingen før-data eller andre referansedata å sammenligne med for Merkesbekken, slik at det er vanskelig å konkludere med hvor stor graden av belastning har vært. Øvre del av Tullbekken (se **avsnitt 5.7.1.**) er trolig det nærmeste sammenligningsgrunnlaget som kan anvendes for Merkesbekken. Disse to bekkene er omtrent lik i størrelse, og kommer fra det samme nedbørfeltet. Sammenlignet med Tullbekken øvre er det en reduksjon i biologisk mangfold på nærmere 35 %, og en reduksjon i BMWP-verdi på nærmere 30 %, i Merkesbekken i 2021.

Ut fra befaringer av bekken i 2021, er det åpenbart at Merkesbekken har fått vesentlig degradert miljøtilstand etter hendelsene i 2021. For ungfish av ørret, og bekkens funksjon som gytebekk for ørreten fra Nidelva, synes opprinnelige gyteområder å være ødelagt inntil videre. Problematikken er omtalt og vist med bilder i Nøst (2022), og vil følges opp med undersøkelser av både ungfish og bunndyr i årene som kommer.

#### 5.7.4 Osbekken med tilløpsbekker

Osbekken munner til Nidelva like nedstrøms Tanem Bru. Bekken har et nedbørfelt på 4,63 km<sup>2</sup>, og greiner fra nord drenerer utmarks- og beiteområdene nord for Klæbu sentrum (**figur 33**), mens en søndre grein drenerer tettbebyggelsen i Klæbu (**figur 34**). Etter samløp danner disse greinene Osbekken (**figur 35**, men se også rapportens forsidebilde). Den søndre greina har en tilløpsbekk som drenerer områdene rundt Sørborgen skole og idrettspark (**figur 36**). Se Nøst (2022) for kart over nedbørfeltet til Osbekken.





**Figur 33.** Sidegrein i Osbekken fra nord er kraftig partikkelbelastet, og drenerer utmarks- og beiteområdene nord for Klæbu sentrum. Foto: @NINA.



**Figur 34.** Sidegrein i Osbekken fra sør. Foto: @NINA





**Figur 35.** Nedre del av Osbekken og bunndyrstasjon 30, etter samløp med begge sidegreiner. Foto fra problemkartlegging i mai 2021. Foto: @NINA



**Figur 36.** Sidegrein fra Sørborgen kommer inn i Osbekken til høyre i bildet, via en provisorisk kulvert under anleggsvei. Bunndyrstasjon 32 ble lokalisert ovenfor samløpet, mens bunndyrstasjon 33 ble lokalisert ovenfor kulverten i det øverste bildet. Foto: @NINA.

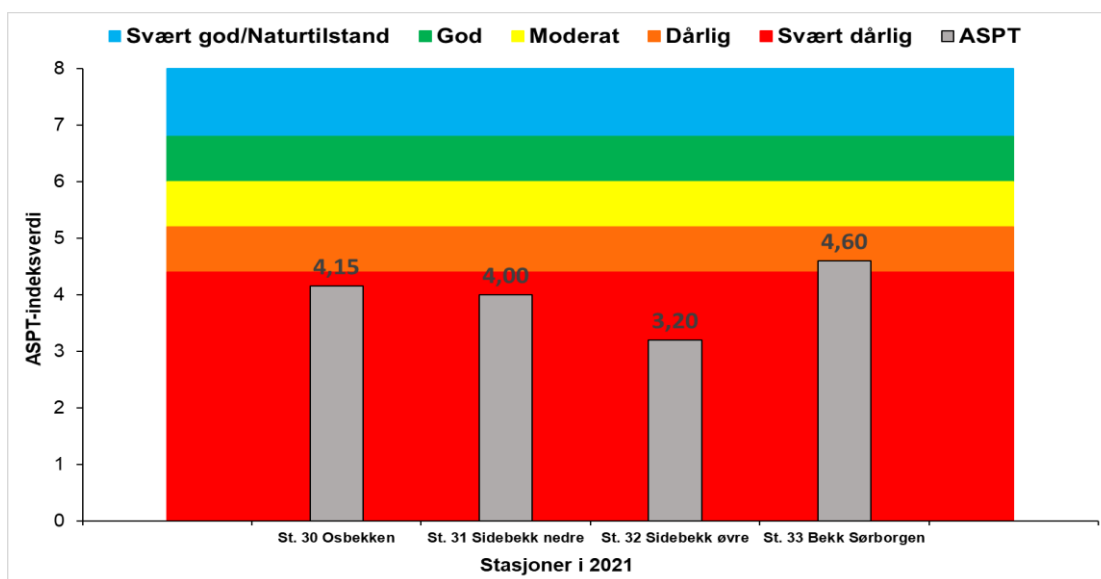
## Kunnskapsgrunnlag

Osbekken har opprinnelig vært en svært viktig gyte- og oppvekstbekk for ørreten i Nidelva i de sakteflytende elvepartiene på strekningen Fjæremsfossen til Tanemsbrua. Dette er deler av Nidelva som har svært få gytemuligheter, da elva er sakteflytende på dette partiet, nærmest stillestående, og dominert av finkornet sandbunn. Noe av årsaken knyttes til den oppsatte demningen ved Fjæremsfossen, som har hevet vannstanden i elva på partiet, samt at antall sidebekker er lavt i området. Videre er det svært få egnede gytebekker til Nidelva, der den nærmeste (som fortsatt har en funksjon) er Tullbekken, mer enn 1,2 kilometer oppstrøms Tanembrua. Osbekken er i dag imidlertid satt helt ut av funksjon som gytebekk for ørret i Nidelva (Nøst 2022). Tidligere undersøkelser i både 2007 (Berger mfl. 2008) og 2011 (Anonym 2011) har vist at bekken har vært svært vannkjemisk belastet og partikkelforurensset, med forhøyde næringsaltnivåer, bakterieinnhold og andre forurensningsrelaterte parametere. Ørret har vært borte fra bekken. Nedre del av bekken har derimot hatt store forekomster av ørekyte, som vandrer opp fra Nidelva (Berger mfl. 2008). I 2021 viste ungfiskundersøkelser innslag av ørekyte, og svært lite ørretunger eller fisketomme stasjoner. En økologisk tilstand (på bakgrunn av ungfisktetthet) ble vurdert til «Svært dårlig» og «Dårlig» på undersøkte stasjoner i vassdraget i 2021 (Nøst 2022).

## Bunndyrundersøkelser i 2021

I 2021 ble en stasjon prøvetatt i nedre del av Osbekken, nedstrøms samløp mellom begge sidegreiner (st. 30). Videre ble to stasjoner i sidegrein fra sør prøvetatt, henholdsvis nedstrøms (st. 31) og oppstrøms (st. 32) samløp med bekk Sørborgen. Stasjon 33 ble anlagt i bekk Sørborgen, for å kunne si noe om et eventuelt forurensningsbidrag som denne tilløpsbekken har på nedstrøms.

Resultatene fra 2021 avdekker at nedre del av Osbekken, inkludert sidegrein fra sør, er svært vannkjemisk belastet. Økologisk tilstand klassifisert ved bunndyr som kvalitetselement er «Svært Dårlig» for tre av fire stasjoner (**figur 37**), med uvanlig lave ASPT-verdier knyttet til alle stasjoner. Resultatene viser en framskreden vannøkologisk kollaps i bunndyrfaunaen, der det meste av rentvannskrevende arter er borte. Videre er det biologiske mangfoldet av EPT uvanlig lavt på de fleste stasjoner. Bekk Sørborgen (st. 33) viser i denne sammenhengen også redusert tilstand, men likevel minst påvirket bunndyrfauna, størst mangfold av EPT og høyt antall bunndyr per prøve sammenlignet med de øvrige resipientstasjonene (St. 30, 31 og 32). Dette indikerer at de største belastningene trolig ikke stammer fra Bekk Sørborgen dette året.



**Figur 37.** ASPT-indeksverdier beregnet ved høstprøver fra fire stasjoner i Osbekken med tilsigs- greiner i 2021. Grensenivå for miljømål og «God økologisk tilstand» er 6,0.



## Diskusjon og konklusjon

Resultatene tyder på et komplekst vannkjemisk belastningsbilde for Osbekken, som spesielt gjelder sidegreina fra sør. I denne sidegreina har bunndyrgruppen døgnfluer kollapset, og vanlig forekommende arter i gruppen er tilnærmet helt borte fra bekken. Dette gjelder også andre rentvanskrevende bunndyr. Resultatet er bekymringsverdig ut fra et vannmiljøaspekt. Som omtalt tidligere i rapporten, er bunndyrgruppen døgnfluer svært følsom for pH-enderinger, tungmetaller og miljøgifter, men samtidig relativt tolerant for eutrofiering og nedslamming. Resultatene indikerer derfor at sidegreina har tilsig av miljøfarlige belastninger utover eutrofiering og organisk belastning. Stikkprøvetaking fra ett prøvepunkt i bekken av Trondheim kommune i november 2021 avdekket forhøyde verdier av krom, mangan, jern, nikkel, sink og bly (upubliserede vannprøvedata), men ikke nødvendigvis på nivåer som skal føre til vannøkologisk kollaps, siden prøvene ikke ble analysert på biotilgjengelige komponenter. For ytterligere å komplisere belastningsbildet høsten 2021, foregikk det et stortiltet grave- og anleggsarbeid i nedbørfeltet til sidegrein fra sør. Dette ga stor (synlig) avrenning av partikler, kraftig turbiditet og mulig avrenning av forurensende masser til bekkeløpet. I forbindelse med utredninger knyttet til etablering av massedeponi på Sørborgen, ble det gjennomført stikkprøver for kontroll av jordmasser og bekker i nærområdet (Anonym 2019). Analyser ble gjort for blant annet miljøgifter som tungmetaller, PAH, PCB, hydrokarboner og PFAS-forbindelser. Osbekken og sidegreiner er i dette området. Det ble påvist PAH, benzo(a)pyren og sink i tilstandsklasse 5 i henhold til Miljødirektoratets veileder TA.2553/2009, som er tilstandsklassen «Svært dårlig». Det vises videre til både kjente og sannsynlige forekomster av gamle deponier og avfallsplasser nært bekkeløpet i det samme området (Anonym 2019), men relativt lite kjennskap om det er miljøgiftig avfall eller lignende masser som er nedgravd. Det er kjent at en av sidedalene (Badstudalen) ble oppfylt med bygningsavfall fra rivning og byggeplasser siste halvdel av 1980-tallet (Anonym 2019). Anonym (2019) opplyser videre om funn av treverk, plast, betong, ledninger, tekstiler, metallskrap og tegl etter graveundersøkelser i området.

Bunndyrundersøkelsene i Osbekken og søndre sidegrein gir noe grunn til vannøkologisk bekymring for vannforekomstene, både som habitat for vannlevende dyr og fisk, men også med tanke på at Osbekken er resipient til Nidelva, og bidrar til samlet belastning av elva. Anonym (2019) viser til at et av miljømålene for Osbekken er at «Spredning av forurensning fra området ikke skal overstige dagens nivå, slik at det har miljøskadelige konsekvenser for resipienten, som er Nidelva. Det gjelder både i anleggsfasen og etter ferdigstillelse av området». Bunndyrundersøkelsene i 2021 gir ikke støtte til at dette miljømålet er oppfylt. Oppfølgende bunndyrundersøkelser bør gjennomføres etter endt anleggsarbeid og ferdigstillelse av aktivitetene i området, for å avdekke om den økologiske tilstanden har bedret seg eller ikke.

## 5.8 Bekker som drenerer til Bjørsjøen

I 2021 ble det for første gang i overvåkingsprogrammet gjort bunndyrundersøkelser Løksbekken fra Målsjøen, samt en tilsigsbekk til Løksbekken før utløp til Bjørsjøen. Bjørsjøen utgjør starten på Nidelva, lokalisert i enden av Selbusjøen.

### Vassdragsbeskrivelse og tidligere data

Løksbekken har et nedbørfelt på 9,9 km<sup>2</sup>, og har en bekkestrekning fra Målsjøen til Bjørsjøen på om lag 2,5 kilometer. Mye av strekningen er svært endret sammenlignet med naturtilstand, der bekkeløpet går som en utgrøftet kanal gjennom dyrkamark. Her gikk bekken i et meanderende løp i tidligere vannrike myrområder, som i dag er drenert og oppdyrket. Vannkvaliteten i Løksbekken er ved flere anledninger dokumentert som svært dårlig (Berger mfl. 2008, Bergan & Arnekleiv 2009) som følge av høye næringsaltnivåer og innhold av bakterier (TKB). Nye vannprøvedata fra 2021 (Nøst, 2022) har dokumenterer stabilt, lavt innhold av TKB gjennom året i 2021, men større variasjoner i innhold av fosfor. Svært høye verdier knyttes her til perioder med mye nedbør og avrenning fra nedbørfeltet (Nøst, 2022). Dette er også perioder hvor Løksbekken er betydelig belastet med jern. Jernverdier opp mot 17700 µg Fe/l er målt i 2021 (Nøst, 2022), og

viser at det er stor grad av utlekking av jernholdig vann, sannsynligvis fra tidligere landbruksgrøftet myr i nedbørfeltet. Dette er vannøkologiske problemer som kan vare lenge etter at inngrepene skjedde, og gi store problemer for vannlevende dyr (Bergan mfl. 2016).

Det er lite data fra bunndyrundersøkelser i Løksbekken. En undersøkelse fra 2008 (Bergan & Arnekleiv 2009) viser til en bunndyrfauna med sikre tegn på negativ vannkjemisk påvirkning, eutrofiering og nedslamming, der økologisk tilstand ble vurdert som «Dårlig».

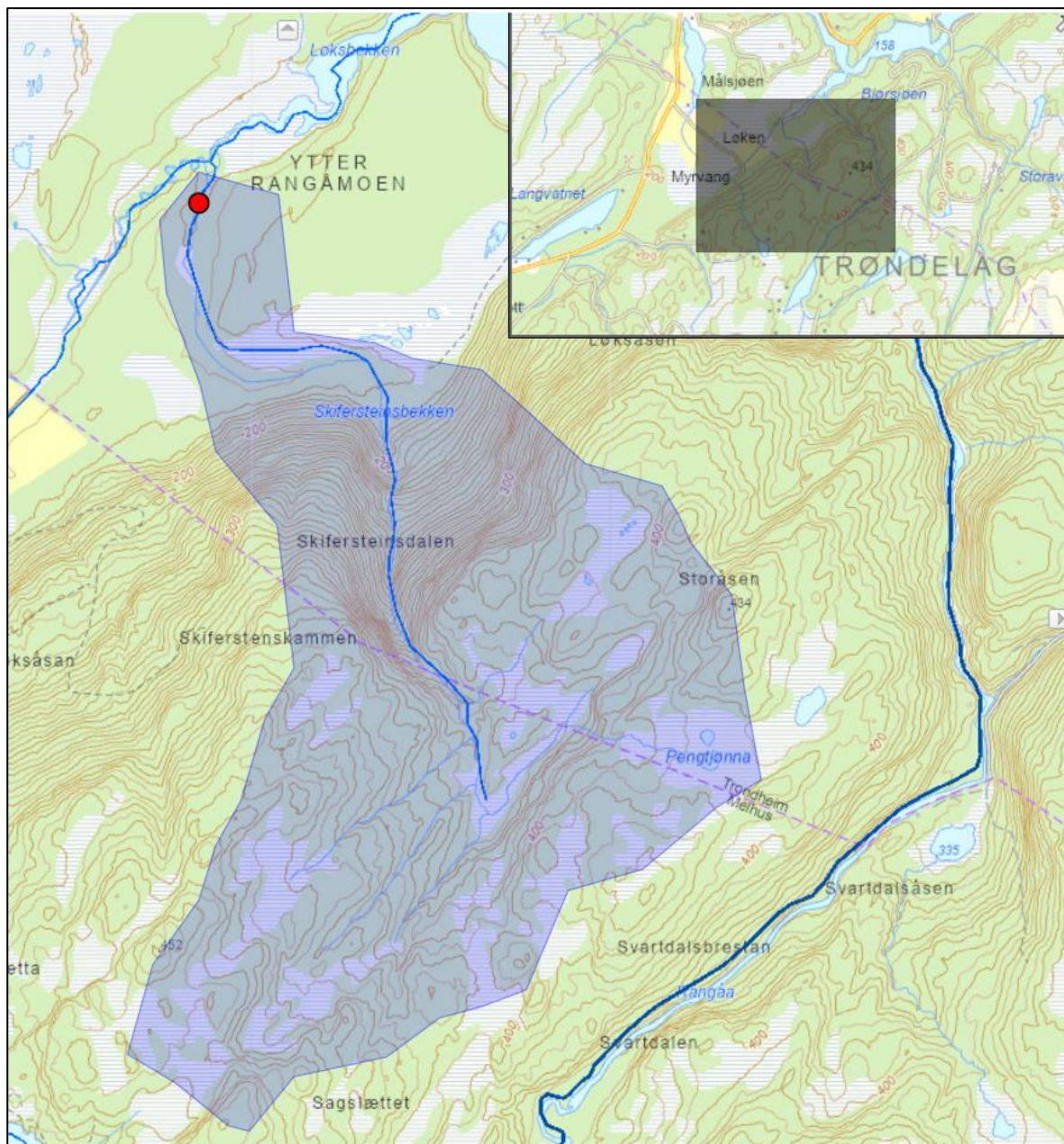
Løksbekken har vært en svært viktig gytebekk for Bjørsjøen/Selbusjøen/Nidelvas storvokste ørretstamme, der vandrende ørret også har hatt tilgang til Målsjøen med innløpsbekker. I dag er det en tilsynelatende kollaps i ørretbestanden i Løksbekken, som må knyttes til samlet belastning av vannkvalitet, hydromorfologiske inngrep/endringer og innførte fremmede fiskearter i vassdragsystemet. Kartlegginger av gjedde- og ørekyteutbredelsen i Løksbekken våren 2021 (Bergan & Nøst, upublisert materiale) viser at begge arter har tallrike forekomster i bekken, og disse artene synes å ha tatt fullstendig over fiskesamfunnet. Ungfisk av ørret synes tilnærmet utradert fra bekken. Ørekyte påvises helt opp mot Målsjøen, men hindres trolig til en viss grad av en utlagt steindemming ved utløpet fra sjøen. En kulvert nedstrøms Målsjøen (ovenfor bunndyrstasjon nr. 45 i 2021) har i noen grad hindret videre spredning av gjedde oppover bekken, men ørekyta har lyktes å svømme forbi på gunstig vannføring. Det synes derfor å være en overveiende risiko for at Målsjøen kan bli eller allerede er invadert av begge fiskearter. Spredning av uønskede arter er svært uheldig i et biologisk mangfold- og vannforvaltningsperspektiv.

### 5.8.1 Skifersteinbekken til Løksbekken

En mindre tilløpsbekk («Skifersteinbekken», uten kjente belastninger) til Løksbekkens nedre del, ble undersøkt om lag 100-150 meter før samløp (st.44).

Skifersteinbekken er en liten bekk med bredde 1-2 meter, dominert av mindre kulper og strykstrekninger med små elvestein og -grus. Bekken har naturtilstand i bekkeløp og -habitat, og kommer fra myrdominerte skogsområder og små myrtjern (Pengtjønn, 405 moh) ved Storåsen (433 moh), øst for Løksbekken. Nedbørfeltet (se **figur 38**) er beregnet til 1,12 km<sup>2</sup> (<https://nevina.nve.no/>). Skifersteinbekken er aldri undersøkt tidligere, og synes upåvirket av menneskelig aktivitet ut fra nedbørfeltvurderinger på flyfoto og etter feltbefaringen i 2021.

Bunndyrundersøkelsene i 2021 viser et bunndyrsamfunn uten registrerbar påvirkning knyttet til nedslamming, eutrofiering eller organisk belastning. Bekken synes i naturtilstand. Bunndyrsamfunnet har lav til middels bunndyrproduksjon og middels biologisk mangfold, uten oppblomstring av forurensningstolerante bunndyrarter eller grupper, og oppnår 6,60 ved bruk av ASPT-indeks som miljøbedømmingsindeks. Dette tilsvarer en økologisk tilstand på nivået «God».



**Figur 38.** Skifersteinbakkens nedbørfelt, beregnet fra rød sirkel like før utløp i Løksbekken. Kartgrunnlag og beregninger: <https://nevinanve.no/>

## 5.8.2 Løksbekken fra Målsjøen

I 2021 ble det undersøkt to stasjoner i Løksbekken, st. 45 og 46, som ligger henholdsvis i nedre/midtre del av bekken nedstrøms det meste av landbruksbelastning (st. 45), og i øvre del, like nedstrøms utløpet fra Målsjøen (st.46).

Bunndyrundersøkelsene i midtre del av Løksbekken (st. 45) i 2021 viser et bunndyrssamfunn uten stor registrerbar påvirkning knyttet til nedslamming, eutrofiering eller organisk belastning. Bunndyrssamfunnet har lav til middels bunndyrproduksjon og middels biologisk mangfold, uten oppblomstring av forurensningstolerante bunndyrarter eller grupper, og oppnår 6,65 ved bruk av ASPT-indeks som miljøbedømmingsindeks. Dette tilsvarer en økologisk tilstand på nivået «God», og kan indikere en bedring i vannkvalitet sammenlignet med tidligere undersøkelser. I



tillegg til noe avrenning av næringsalter fra nedbørfeltet og perioder med høyt jerninnhold i vatnet, er største belastningsfaktor i denne delen av Løksbekken av hydromorfologisk art. Bekken er fullstendig utgrøftet, kanalisert og ødelagt av landbruksvirksomhet sammenlignet med naturtilstand (**figur 39**).



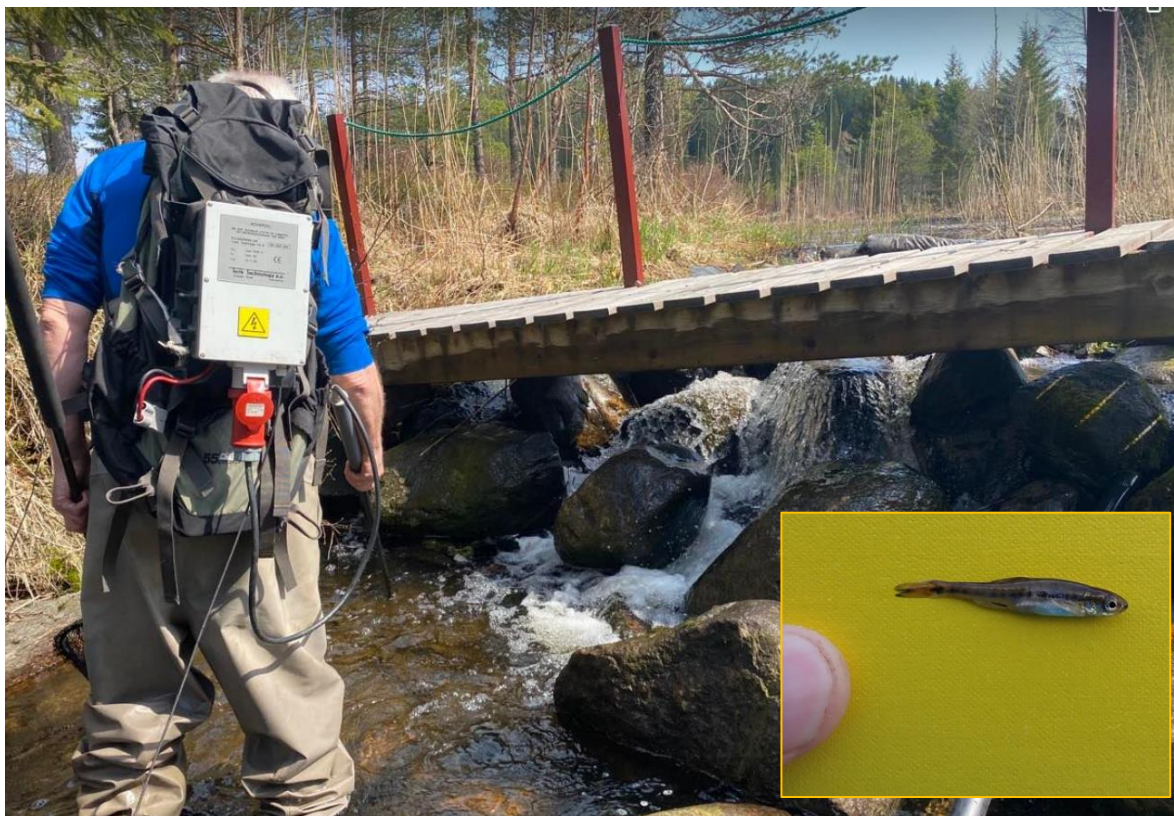
**Figur 39.** Løksbekken har fiskevandringshindrende veikulvert under privat vei (øverst til venstre), der gjedde registreres opp til denne kulverten i 2021 (nederst), men foreløpig ikke oppstrøms. Bekken går i landbrukskanal, helt uten naturlige vassdragskvaliteter (øverst til høyre). Foto: @NINA.

For øvre del av Løksbekken er den økologiske tilstanden redusert til «Moderat», med ASPT-verdi på 5,71. Det biologiske mangfoldet av EPT er på samme nivå som nedre/midtre stasjon, men innslaget av forurensningstolerante bunndyrformer øker noe.

Resultatet er noe overraskende, og kan indikere at Målsjøens vannkvalitet ikke har tilfredsstillende nivå. Målsjøen er tidligere dokumentert å være spesielt organisk belastet, med omfattende oksygenvinn på bunn. Utviklingen har også vært beskrevet som forverret i perioden fra 1970 fram til 2004 (Jonsson & Yoccoz 2005). Likevel står vannforekomsten oppført å ha «Svært god» tilstand med hensyn til innhold av næringsalter i Vann-nett (<https://vann->



[nett.no/portal/#/waterbody/123-37582-L](http://nett.no/portal/#/waterbody/123-37582-L)), med henvisning til data fra perioden 2015-2017. Tilstanden vurdert ved kvalitetselementet «Fisk» er også faglig vurdert som «God», med data fra 2020, i Vann-nett. Dette til tross for at et opprinnelig fiskesamfunn synes vesentlig endret fra naturtilstand. En tidligere røyebestand i Målsjøen er utryddet fra vatnet, og lakebestanden er oppgitt som betydelig redusert (Jonsson & Yoccoz 2005). Samtidig er det uklart om både ørekyte og gjedde allerede har spredt seg til vatnet, samt at vandringsveiene for storvokst ørret fra Bjør-sjøen/Selbusjøen/Nidelva er å anse som svært vanskelige, om ikke umulige, som følge av veikulvert under privat vei (**figur 39**) og en utlagt steindemning/terskel (**figur 40**) ved utløp fra Målsjøen.



**Figur 40.** Utlagte storstein demmer opp Målsjøen og gir vanskelige vandringsveier for fisk. Yngre årsklasser av ørekyte (innfelt, antatt ettåring produsert i bekken) registreres helt opp til denne demningen våren 2021. Det er ikke usannsynlig at både ørekyte og gjedde allerede har kommet seg opp i Målsjøen på flom eller andre vannføringer som gir mulighet for å passere denne demningen. Foto: @NINA.

## 6 Referanser

Anonym 2009. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet. Iversen, A. (leder). Veileder 01: 2009. Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet.

Anonym 2012. Miljøkvalitet i vassdragene i Klæbu. Forurensningstilstand. Rambøll Rapport K-RAP-001. Rapport-0504011. Rambøll Norge AS.

Anonym 2019. Sørborgen Massedeponi. Tiltaksplan forurenset grunn. Rambøll Rapport, prosjektnummer 1350031789. Rambøll Norge AS.

Anonym. 2013. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet. Iversen, A. (leder). Veileder 02:2013-revidert i 2015: Klassifisering av miljøtilstand vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Miljødirektoratet.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright J.F. and Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17:333-347.

Aanes, K. J. & T. Bækken. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 1. Generell del. NIVA-rapport O-87119. L.nr. 2278. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2010a. Bekker i Trondheim kommune. Bunndyrovåking 2009. NIVA-rapport L. NR. 5987-2010. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2010b. Bunndyrovåking i Ilabekken, Trondheim kommune. Undersøkelser i 2009. NIVA-rapport L. NR. 5988-2010. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2011. Bekker i Trondheim kommune. Bunndyrovåking 2010. NIVA-rapport L. NR. 6195-2011. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2012. Bunndyrovåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2011. NIVA-rapport L. NR. 6384-2012. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2013. Bunndyrovåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2012. NIVA-rapport L. NR. 6501. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2015a. Bunndyrovåking av mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2013. NIVA-rapport L. NR. 6784-2015. Norsk institutt for vannforskning.

Bergan, M.A. 2015b. Bunndyrovåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2014. NINA Rapport 1150. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. 2015c. Contribution to the Fennoscandian distribution of the caddisfly *Crunocia irrorata* Curtis, 1834 (Trichoptera: Lepidostomatidae). *Norwegian Journal of Entomology* 2016, vol. 62.

Bergan, M.A. 2016. Bunndyrovåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2015. - NINA Rapport 1254. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. 2017. Bunndyrovåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2016. NINA Rapport 1359. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan 2017b. Resipientundersøkelser i Sandabekken og Solemsbekken, Klæbu. Vurderinger av miljøkvalitet ved bruk av biologiske kvalitetselementer nedstrøms Ulsetsanden deponi høsten 2017. NINA Prosjektnotat 27. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A. 2018. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2017. - NINA Rapport 1488. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A. 2019. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2018. - NINA Rapport 1656. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. 2019b. Vannøkologiske resipientvurderinger av Heggstadbekken og Søra ved bruk av bunndyr som kvalitetselement. NINA Prosjektnotat 140. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A. 2020. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2019. - NINA Rapport 1790. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. 2020b. Resipientvurdering av Heggstadbekken. Bunndyrundersøkelser og vurdering av nedslammingsproblematikk. NINA Prosjektnotat 258. Norsk institutt for naturforskning. 12 sider.

Bergan, M.A. 2021. Bunndyrovervåking i mindre vassdrag i Trondheim kommune. Undersøkelser i 2020. - NINA Rapport 1988. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A. 2021b. Resipientvurdering av Heggstadbekken. Bunndyrundersøkelser og vannmiljøtilstand med vurdering av nedslammingsproblematikk og avbøtende tiltak. NINA Prosjektnotat 337. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A. & Nøst, T. H. 2020. Litjelv-vassdraget, Klæbu, som gyte- og oppvekstområde for vandrende nidelvrret. Problemkartlegging og ungfisktellinger i 2020. NINA Rapport 1923. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M. A & Nøst, T. H. 2021. Gjenåpning og naturlig restaurering av Uglabekken. Bakgrunn, miljømål og restaureringsprinsipper for biologisk mangfold og fisk. NINA Rapport 1817. Norsk institutt for naturforskning.

Bergan, M.A., Berger, H.M., Skjøstad, M.B., Nøst, T. & M. Haugen 2008. Sjørrretbekker i Trondheim, Sør-Trøndelag. Vannkvalitet, fisk og bunndyr; en vurdering av økologisk tilstand 2006. Berger feltBIO Rapport Nr. 2 – 2008. Berger feltBIO.

Bergan, M.A., Teien, H-C & Kristensen, T. 2016. Oksielva og Kvitbruelva til Saltdalselva, Nordland - Problemkartlegging og tilstandsbeskrivelse med forslag til tiltak. - NINA Rapport 1222. Norsk institutt for naturforskning.

Bongard, T. & Koksvik, J.1. 1989. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1989-2. NTNU Vitenskapsmuseet.

Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. – Can. J. Zool. 49.

Grande, M. 1965. Undersøkelse av forurensningssituasjonen i Nidelva 1963-64. Delrapport 1. O-301. Norsk institutt for vannforskning.

Jonsson, B & Yoccoz, N. G. (eds.). 2005. Økosystemdynamikk: menneskelig påvirkning på biologisk mangfold. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. NINA Temahefte 33. Norsk institutt for naturforskning.

Klæbuposten 2013. Utslipp har ødelagt bekken i mange år. Utgave nr. 32, 28. august 2013. 7 årgang. Klæbuposten.

NS 4719. 1/1988. Bunnfauna - Prøvetaking med elvehåv i rennende vann.

NS-ISO 7828. 1/1994. Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv av akvatiske bunndyr.

Nøst, T. 2006. Program for vannovervåking 2007-2008. - Trondheim kommune. Miljøenheten, Rapport nr. TM 2006/03. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2007. Vannovervåking i Trondheim 2006. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2007/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2008. Vannovervåking i Trondheim 2007. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2008/02. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2009. Vannovervåking i Trondheim 2008. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2009/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2010. Vannovervåking i Trondheim 2009. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2010/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2011. Vannovervåking i Trondheim 2010. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2011/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2012. Vannovervåking i Trondheim 2011. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2012/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2013. Vannovervåking i Trondheim 2012. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2013/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2014. Vannovervåking i Trondheim 2013. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2014/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2015. Vannovervåking i Trondheim 2014. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2015/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2016. Vannovervåking i Trondheim 2015. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2015/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2017. Vannovervåking i Trondheim 2016. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2017/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2018. Vannovervåking i Trondheim 2017. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2018/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2019. Vannovervåking i Trondheim 2018. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2019/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2020. Vannovervåking i Trondheim 2019. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2020/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2021. Vannovervåking i Trondheim 2020. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2021/01. Trondheim kommune.

Nøst, T. 2022. Vannovervåking i Trondheim 2022. Resultater og vurderinger. - Trondheim kommune, Miljøenheten rapport nr. TM 2022/01. Trondheim kommune.

Aanes, K.J. 2014. Økologisk tilstandsvurdering i resipienten for dreinsvann fra Rockwools deponi: Ulsetsanden, i Klæbu kommune høsten 2014. NINA-rapport L.nr. 6745-2014. Norsk institutt for vannforskning.

## 7 Vedlegg Artslister

### Høstprøver innsamlet i perioden 12.10.2021 – 03.11.2020

Bunndyrtaksa	St.1	St.2	St.3	St.4
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)				
Sphaeriidae, erte-/kulemuslinger	1	0	12	
<b>Gastropoda</b> (Snegler)				
Lymnaeidae, damsnegler	40	32	16	1
Planorbidae, skive-/remsnegler	16		1	
<b>Hirudinea</b> (Iglar)				
Helobdella stagnalis	1	8	0	0
<b>Annelida</b> (Bløtdyr)				
Oligochaeta, fåbørstemark	896	896	1024	6272
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer, nymfer)				
Baetis sp.	16	16		
Baetis muticus/niger				64
Baetis muticus	2	4		32
Baetis rhodani	960	1024	1280	1152
Heptagenia sulphurea	8	4		
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer, nymfer)				
Isoperla sp.			16	12
Dinocras cephalotes	192	256		
Amphinemura sp.	160	256	2	
Amphinemura sulcicollis				1
Nemoura sp			8	
Nemoura cinerea				20
Protonemura meyeri	24	24		
Leuctra hippopus				3
<b>Coleoptera</b> (Biller)				
Dytiscidae, juvenile (larve)	1		3	1
Elmidae, juvenile (larve)	40	4	1	1
Limnius volckmari	16	2		
Hydraenidae	2	16	256	12
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer -larver)				
Rhyacophila fasciata			3	
Rhyacophila nubila	128	288	192	112
Polycentropodidae			48	
Plectrocnemia conspersa			10	
Hydropsyche sp.	96	96		
Hydropsyche siltalai	112	104		
Hydropsyche pellucidula	4			
Limnephilidae sp.	4	8		8
Potamophylax latipennis	12	12		



Sericostoma personatum	4	2	4	2
<b>Diptera (Tovinger)</b>				
Tovingelarver ubest.	32			
Psychodidae, sommerfuglmygg			1152	32
Limoniidae, småstankebein	16	32	128	128
Simuliidae, knott	4	4	80	8
Ceratopogonidae, sviknott			256	16
Chironomidae, fjærmygg	1792	640	1280	320
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>4579</b>	<b>3728</b>	<b>5772</b>	<b>8197</b>

Bunndyrtaksa	St.5	St.6	St.7	St.8	St.9	St.10	St.11
<b>Bivalia (Småmuslinger)</b>							
Sphaeriidae			1			8	
<b>Gastropoda (Snegler)</b>							
Lymnaeidae		3	3	1	1		16
Planorbidae			4			4	
<b>Hirudinea (Iglar)</b>							
Helobdella stagnalis	1	1					
<b>Annelida (Bløtdyr)</b>							
Oligochaeta	1024	512	128	384	640	256	768
<b>Isopoda</b>							
Asellus aquaticus				4	12	32	
<b>Arachnida (Edderkoppdyr)</b>							
Acari	128	16	16				128
<b>Ephemeroptera (Døgnfluer)</b>							
Baetis sp.	896	1920	768	512	640	512	512
Baetis muticus/niger	640	2944	1920			640	
Baetis muticus	384	1024	640			1024	
Baetis niger			384		1	256	
Baetis rhodani	1536	4096	2176	6016	5504	2816	1408
Baetis fuscatus/scambus			2				4
Heptageniidae		96	5				
Heptagenia sulphurea		32	16				
Leptophlebia sp.			6				
Ephemera danica			3				
<b>Plecoptera (Steinfluer)</b>							
Diura nanseni						1	
Isoperla sp.	2	128	128	5	2	80	
Dinocras cephalotes		6					
Siphonoperla burmeisteri		64	14				
Brachyptera risi	64	256	128				
Amphinemura sp.	768	1920	384	16	128	1152	
Amphinemura sulcicollis	512	512		16	16	16	
Nemoura sp	96	128	16	8	2	640	2

Protonemura meyeri	6	16	4				
Capniopsis schilleri	10	16	128				
Leuctra sp.		64	896			128	
Leuctra hippopus	28	80	512	20	1	32	
<b>Coleoptera</b> (Biller)							
Dytiscidae, juvenile				1			
Elmidae, juvenile	16	128	240				
Elmis aenea	4						
Limnius volckmari	1						
Hydraenidae	8	16	8		4		
<b>Sialidae</b> (Mudderfluer)			2	1			
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)							
Rhyacophila fasciata						4	
Rhyacophila nubila	384	256	256	96	320	24	640
Hydroptila sp.		2					
Ithytrichia lamellaris		8	16				
Philopotamus montanus	1		2				
Plectrocnemia conspersa			4	8	12	4	
Polycentropus flavomaculatus			32		4	20	
Hydropsyche sp.	10	56	16			8	
Hydropsyche siltalai		16	16			2	
Hydropsyche pellucidula			8				
Lepidostoma hirtum		8					
Limnephilidae sp.	4	28	64	6	12	40	
Potamophylax sp.	1	4	4		3		
Potamophylax cingulatus			1			4	
Silo pallipes		6					
Sericostoma personatum		14	256			16	
<b>Diptera</b> (Tovinger)							
Tovingelarver ubest.	48	16				16	
Psychodidae	2	384	128	32	64		3
Tipula sp.						7	8
Limoniidae	16	32	4	128	96	128	32
Simuliidae	384	48	256	128	8		
Ceratopogonidae	8	128	4		4	64	
Chironomidae	1792	1536	1920	256	3968	1280	640
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>8774</b>	<b>16520</b>	<b>11519</b>	<b>7638</b>	<b>11442</b>	<b>9214</b>	<b>4161</b>

Bunndyrtaksa	St.12	St.13	St.14	St.15	St.16	St.17
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)						
Sphaeriidae	16			32		
<b>Gastropoda</b> (Snegler)						
Lymnaeidae					96	2
Planorbidae	64				32	24
<b>Annelida</b> (Bløtdyr)						
Oligochaeta	2176	256	384	48	640	160
<b>Arachnidae</b> (Edderkoppdyr)						
Acari		8	16		32	256
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)						
Baetis sp.	384	128	256	16	256	896
Baetis muticus/niger	2048	16	64	256	32	4
Baetis muticus	512		64	512	8	
Baetis niger		256	128	160		
Baetis rhodani	3456	896	128	128	896	3200
Baetis fuscatus/scambus					16	
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)						
Diura nanseni				2		
Isoperla sp.	40	2	64	256	24	32
Siphonoperla burmeisteri	4		64	160	2	64
Brachyptera risi	40	32	48	64		
Amphinemura sp.	512	256	64	640	4	768
Amphinemura sulcicollis			32	384	16	4
Nemouridae		16				
Nemoura sp	36		2	16		128
Nemurella pictetii		2	16			
Protonemura meyeri					4	16
Capniopsis schilleri		96				
Leuctra sp.	2		2	128		2
Leuctra hippopus	128	64	64	1408	64	512
<b>Coleoptera</b> (Biller)						
Dytiscidae, juvenile	1					
Elmidae, juvenile	4		384	128	128	96
Elmis aenea			128			
Limnius volckmari				64		
Hydraenidae		96	384	4	16	96
Scirtidae			64	1		
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)						
Rhyacophila nubila	60				176	192
Agapetus ochripes					2	
Hydroptila sp.					6	
Ithytrichia lamellaris				160		
Philopotamus montanus		1				
Polycentropodidae	1				16	28

Plectrocnemia conspersa	3	1	2	16	8	16
Polycentropus flavomaculatus					16	
Hydropsyche sp.				56		
Hydropsyche siltalai				20		
Crunoecia irrorata			2			
Limnephilidae sp.	16	16	192	16	8	56
C. villosa./ A. obscurata			8			
Potamophylax sp.	8	4			4	2
Potamophylax cingulatus	1					
Silo pallipes			4	16	1	12
Sericostoma personatum	12	2	64	640		
<b>Diptera (Tovinger)</b>						
Tovingelarver ubest.	4	16				
Psychodidae	192	128	128	16		128
Tipula sp.	1	2		2		1
Limoniidae	40	80	64	2		
Simuliidae	32	40	24	64	48	512
Ceratopogonidae	128		16		4	
Chironomidae	512	512	1664	384	3200	2176
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>10441</b>	<b>2926</b>	<b>4524</b>	<b>5799</b>	<b>5755</b>	<b>9383</b>

Bunndyrtaksa	St.18	St.19	St.20	St.21
<b>Gastropoda (Snegler)</b>				
Lymnaeidae	32		2	
<b>Annelida (Bløtdyr)</b>				
Oligochaeta	1536	896	384	16
<b>Arachnidae (Edderkoppdyr)</b>				
Acari		48	4	128
<b>Ephemeroptera (Døgnfluer)</b>				
Centroptilum luteolum	256	32		
Baetis sp.	768	384	1440	1280
Baetis muticus/niger	1024	256	2016	1408
Baetis muticus	256	1152	24	32
Baetis niger	896	768	96	5
Baetis rhodani	1920	512	1728	3072
Baetis fuscatus/scambus	6			
Leptophlebiidae	16			
Leptophlebia sp.	48			
<b>Plecoptera (Steinfluer)</b>				
Isoperla sp.		24	28	8
Brachyptera risi	4	320	24	64
Amphinemura sp.		64	8	
Nemouridae			4	16
Nemoura sp	16	48	1	128
Protonemura meyeri				12

Capnia sp		16	48	72
Capnia bifrons		80		
Capniopsis schilleri		240	6	
Leuctra sp.		128	2	6
Leuctra hippopus		8		
<b>Coleoptera (Biller)</b>				
Elmidae, juvenile	128	10	384	16
Elmis aenea	8			
Limnius volckmari	4		1	
Hydraenidae	2	8	2	16
<b>Sialidae (Mudderfluer)</b>			2	
<b>Trichoptera (Vårfluer)</b>				
Rhyacophila nubila	28	16	120	56
Hydroptilidae	8			
Polycentropodidae	48	4		
Polycentropus flavomaculatus	20			
Hydropsyche sp.	16			
Hydropsyche pellucidula	192			
Limnephilidae sp.		10	8	2
Silo pallipes		28		
Sericostoma personatum		2		1
<b>Diptera (Tovinger)</b>				
Tovingelarver ubest.			128	16
Psychodidae		112	80	128
Tipula sp.	5	2		1
Limoniidae	16	48	32	32
Simuliidae	2816	256	256	128
Ceratopogonidae	768	4	96	
Chironomidae	4096	768	1408	384
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>14933</b>	<b>6244</b>	<b>8332</b>	<b>7027</b>

<b>Bunndyrtaksa</b>	<b>St.22</b>	<b>St.23</b>	<b>St.24</b>	<b>St.25</b>	<b>St.26</b>	<b>St.27</b>	<b>St.28</b>
<b>Bivalia (Småmuslinger)</b>							
Sphaeriidae		5	6	32	48		
<b>Gastropoda (Snegler)</b>							
Lymnaeidae	112	3456	512	16		24	24
Planorbidae	768		1			32	24
<b>Hirudinea (igler)</b>							
Igler ubestemt			1				
Helobdella stagnalis		1					
<b>Annelida (Bløtdyr)</b>							
Oligochaeta	16	512	896	384	1024	512	128
<b>Acari (Midd)</b>							
Acari				128	64		
<b>Ephemeroptera (Døgnfluer)</b>							

Centroptilum luteolum						3	8
Baetis sp.	1024	512	1408	256		128	24
Baetis muticus/niger				16			
Baetis muticus	104	2	48				
Baetis niger	16	64	768		1	160	512
Baetis rhodani	23168	2048	4864	3072	4	896	640
Baetis fuscatus/scambus			2				
Cloeon dipterum/inscriptum						1	
<b>Plecoptera (Steinfluer)</b>							
Brachyptera risi						8	
Nemouridae				16			
Nemoura sp.	8	96	160	384	128	112	40
Capniidae					16		
Capnia sp.				144	256		
Capnia bifrons					1152		
Leuctra sp.				2	12		
<b>Coleoptera (Biller)</b>							
Dytiscidae, juvenile		2	2			0	0
Elmidae, juvenile			4	24	8		
Elmis aenea						1	
Hydraenidae		2				96	
<b>Heteroptera (Teger)</b>							
Corixidae		8	3				
<b>Trichoptera (Vårfluer)</b>							
Rhyacophila fasciata	16	1				1	
Rhyacophila nubila	240	5	56	768	384	6	
Hydroptila sp.	2		12				
Polycentropodidae						28	24
Plectrocnemia conspersa	16	1	2	2		20	40
Polycentropus flavomaculatus	16						
Hydropsyche sp.	2						
Hydropsyche pellucidula	1	60	14			5	
Limnephilidae sp.		1	10	8	384	16	32
Potamophylax sp.			1	1	16		
Potamophylax latipennis					128		
Sericostoma personatum					1		
<b>Diptera (Tovinger)</b>							
Tovingelarver ubest.		4	2		32		6
Psychodidae		3	48		256	8	5
Tipula sp.	5		36	10	8	7	24
Limoniidae					384		
Simuliidae		384	64	32	192		
Ceratopogonidae		6	384	256	16	144	40
Chironomidae	1280	3072	1024	4992	2176	1536	2304
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>26794</b>	<b>10245</b>	<b>10328</b>	<b>10543</b>	<b>6794</b>	<b>3640</b>	<b>3875</b>



<b>Bunndyrtaksa</b>	<b>St.29</b>	<b>St.30</b>	<b>St.31</b>	<b>St.32</b>	<b>St.33</b>
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)					
Sphaeriidae	16				
<b>Gastropoda</b> (Snegler)					
Lymnaeidae		4	464	3	2
Planorbidae		24			
<b>Hirudinea</b>					
Helobdella stagnalis		104			
<b>Annelida</b> (Bløtdyr)					
Oligochaeta	2688	5120	2048	6	896
<b>Arachnidae</b> (Edderkoppdyr)					
Acari	16	2	0	4	
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)					
Centroptilum luteolum			2		
Baetis sp.	16				2
Baetis niger		7			
Baetis rhodani	120				2
Cloeon dipterum/inscriptum		1			
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)					
Nemoura sp	4	216			4480
Nemoura cinerea					640
<b>Coleoptera</b> (Biller)					
Dytiscidae, juvenile		5	2	6	10
Hydraenidae			1		
<b>Heteroptera</b> (Teger)					
Corixidae		6			
<b>Sialidae</b> (Mudderfluer)		1			
<b>Trichoptera</b> (Vårfluer)					
Rhyacophila nubila	24				
Plectrocnemia conspersa					12
Limnephilidae sp.	12	2			8
Limnephilus fuscicornis		3	28		
C. villosa./ A. obscurata					16
<b>Diptera</b> (Tovinger)					
Psychodidae	72	40	16	5	
Tipula sp.	8	1	6	2	1
Limoniidae	48	32	192	9	256
Simuliidae	112	16	4		40
Ceratopogonidae	16	64	8	1	16
Chironomidae	896	2560	896	2944	1152
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>4048</b>	<b>8208</b>	<b>3667</b>	<b>2980</b>	<b>7533</b>

<b>Bunndyrtaksa</b>	<b>St.34</b>	<b>St.35</b>	<b>St.36</b>	<b>St.37</b>	<b>St.38</b>	<b>St.39</b>	<b>St.40</b>	<b>St.41</b>
<b>Bivalia</b> (Småmuslinger)								
Sphaeriidae					8			
<b>Gastropoda</b> (Snegler)								
Lymnaeidae	12		10					
<b>Annelida</b> (Bløtdyr)								
Oligochaeta	1600	1664	256	768	128	48	256	64
<b>Arachnida</b> (Edderkoppdyr)								
Acari	256	128				16	16	0
<b>Ephemeroptera</b> (Døgnfluer)								
Ameletus inopinatus						2		
Baetis sp.	512	256	128	32	256	2	128	128
Baetis muticus/niger	640	1408	128	256			16	384
Baetis muticus	256	512	4	16	2	128	384	
Baetis niger	128	4		2	12		8	4
Baetis rhodani	6656	1280	768	608	4352	896	1792	768
Baetis fuscatus/scambus		1	4	1				
Baetis digitatus			1	1				
Heptageniidae						1	32	
Heptagenia sulphurea	2							
Heptagenia dalearlica						6	20	3
Leptophlebiidae							1	
Epheremella aurivilli								1
<b>Plecoptera</b> (Steinfluer)								
Diura nanseni	1					12	14	3
Isoperla sp.	1	2	5	3	20	6		
Siphonoperla burmeisteri	2		1	1	2	128	3	2
Taeniopteryx nebulosa							2	
Brachyptera risi	640	384	120	14	896	256	128	144
Amphinemura sp.		1				16	256	48
Amphinemura sulcicollis			3		4	128	32	
Nemoura sp	128	112	32	1	8		96	16
Protonemura meyeri	4				8		2	
Capnia sp	192	80	8	12		48	26	160
Capnia bifrons	128	64			128			
Capniopsis schilleri		4	3	2	48	16	4	128
Leuctra sp.	4				32	4	8	64
Leuctra hippopus		1			2	16	32	128
Leuctra nigra					2		16	
<b>Coleoptera</b> (Biller)								
Elmidae, juvenile	4	4	8	32	2		6	
Elmis aenea		1	24					
Limnius volckmari				1			4	
Hydraenidae	32	256	20	24	2	96	384	4
Scirtidae						8		2

<b>Sialidae (Mudderfluer)</b>					1			
<b>Trichoptera (Vårfluer)</b>								
Rhyacophila fasciata		2		1	2			
Rhyacophila nubila	512	112	112	32	36	2	16	9
Polycentropodidae	2					2		
Plectrocnemia conspersa		1						
Hydropsyche (Ceratopsyche) silfvenii							2	
Limnephilidae sp.	2	32	2	6	10	48	4	4
Limnephilidae spp.							2	
Potamophylax sp.						8	1	
Potamophylax latipennis						2		
Silo pallipes							4	
Sericostoma personatum			1			16	8	
<b>Diptera (Tovinger)</b>								
Tovingelarver ubest.					64			
Psychodidae	16	16	16	128	128	128	48	16
Tipula sp.		1		2	10	1	2	
Limoniidae	48	192	256	96	256	16	48	16
Simuliidae	80	256	640	160	512	160	256	512
Ceratopogonidae	16	112	4		2			4
Chironomidae	384	384	256	64	640	640	128	144
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>12258</b>	<b>7270</b>	<b>2810</b>	<b>2264</b>	<b>7572</b>	<b>2856</b>	<b>4185</b>	<b>2756</b>

<b>Bunndyrtaksa</b>	<b>St.42</b>	<b>St.43</b>	<b>St.44</b>	<b>St.45</b>	<b>St.46</b>
<b>Bivalia (Småmuslinger)</b>					
Sphaeriidae				64	256
<b>Gastropoda (Snegler)</b>					
Lymnaeidae		768			32
<b>Hirudinea</b>					
Helobdella stagnalis					4
Haemopsis sanguisuga					4
<b>Annelida (Bløtdyr)</b>					
Oligochaeta	256	512	144	128	384
<b>Arachnidae (Edderkoppyr)</b>					
Acari				4	
<b>Ephemeroptera (Døgnfluer)</b>					
Ameletus inopinatus			768	2	
Baetis sp.		256	192	128	
Baetis muticus/niger	64	768	160	384	16
Baetis muticus		256			
Baetis niger		128	256	128	128
Baetis rhodani	1152	6016	28	896	32
Caenis sp.					192
Caenis horaria					16
Leptophlebiidae				4	3

Ephemera danica					5
<b>Plecoptera (Steinfluer)</b>					
Diura nanseni	1		1	1	
Isoperla sp.	1	68	7	4	16
Isoperla difformis		4			
Siphonoperla burmeisteri		224			
Taeniopteryx nebulosa					
Brachyptera risi	160	320	20	144	
Amphinemura sp.		128			
Amphinemura sulcicollis		64			
Nemouridae			32		
Nemoura sp	256		8	48	24
Capniidae			4		
Capnia sp	1	64		1	
Capniopsis schilleri	16	64	56	2	
Leuctra sp.	48				
Leuctra hippopus	16	32			
Leuctra nigra	12				
<b>Coleoptera (Biller)</b>					
Elmidae, juvenile				8	
Elmis aenea		1			
Hydraenidae		32		8	
Scirtidae	1	16			
<b>Sialidae (Mudderfluer)</b>		16		8	
<b>Trichoptera (Vårfluer)</b>					
Rhyacophila fasciata	3				
Rhyacophila nubila		192		8	
Polycentropodidae		8			8
Neureclipsis bimaculata					5
Plectrocnemia conspersa					3
Polycentropus flavomaculatus		8			16
Hydropsyche sp.					1
Agrypnia sp.					1
Limnephilidae sp.	5		32		64
Limnephilidae spp.					2
Potamophylax sp.	2		1		
Silo pallipes				48	
Sericostoma personatum	1			4	
<b>Diptera (Tovinger)</b>					
Tovingelarver ubest.			64		
Psychodidae	16	16			
Tipula sp.	1	5		4	
Limoniidae	48		12	128	16
Simuliidae	512	192	96	256	128
Ceratopogonidae	16	32	8	48	8
Chironomidae	320	1536	176	384	1152
<b>Antall bunndyr per prøve</b>	<b>2908</b>	<b>11726</b>	<b>2069</b>	<b>2838</b>	<b>2516</b>







*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-5013-9

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger